



Université du Québec
à Rimouski

**TRANSPORT D'ESPÈCES DE DINOFLAGELLÉS
POTENTIELLEMENT NON-INDIGÈNES DANS
L'ARCTIQUE CANADIEN, SUITE AU DÉVERSEMENT DES
EAUX DE BALLAST PAR UN NAVIRE DOMESTIQUE**

mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en océanographie

en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR

© **FRÉDÉRIC LAGET**

Septembre 2017

Composition du jury :

Suzanne Roy, présidente du jury, UQAR/ISMER, Rimouski, QC

André Rochon, directeur de recherche, UQAR/ISMER, Rimouski, QC

Kimberly Howland, codirectrice de recherche, Freshwater Institute, Winnipeg, MB

Gustaaf Hallegraeff, examinateur externe, Université de Tasmanie, Hobart, Tasmanie

Dépôt initial le 16 décembre 2016

Dépôt final le 7 septembre 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

*“The real voyage of discovery
consists not in seeking new landscapes,
but in having new eyes.”*

Marcel Proust

*“If you want to go fast, go
alone. If you want to go far, go
together.”*

African proverb

REMERCIEMENTS

Il me semble important de prendre le temps d'écrire ces quelques lignes pour remercier les personnes qui ont contribué, de près ou de loin à cette expérience québécoise. Une expérience de maîtrise, scientifique et de soi-même.

Tout d'abord, les premiers remerciements reviennent aux membres du projet SPERA qui ont accepté ma candidature pour la réalisation du projet

Je tiens donc à remercier mon directeur de Recherche, André Rochon, qui m'a donné la possibilité de faire une maîtrise à l'étranger et de m'avoir conseillé dans ce choix, plutôt que celui d'un doctorat. Les méthodes de travail étant différentes de celles présentes en Europe, j'ai pu apprendre davantage de techniques sur le terrain et au laboratoire qui m'auraient été indispensables pour réaliser un doctorat. Je le remercie également pour sa patience, sa confiance et pour tous ses conseils qui m'ont été utiles pour réaliser la maîtrise. Merci aussi pour sa présence et sa rapidité pour répondre aux nombreuses questions et problèmes.

Je remercie Kimberly Howland pour son implication dans ce projet et pour ses nombreuses aides apportées. Je remercie Nathalie Simard pour son aide dans toute la préparation des campagnes de terrain sur le *M/V Arctic* et d'avoir été présente lors du premier voyage en juin 2015. Merci pour tous ses conseils et recommandations. Je remercie Sarah Bailey pour toutes ses recommandations et conseils notamment sur les présentations orales.

Je remercie le professeur-chercheur Gustaaf Hallegraeff de l'Université de Tasmanie pour avoir accepté d'évaluer ce mémoire de maîtrise.

Les seconds remerciements reviennent aux personnes qui m'ont aidé au laboratoire et sur le terrain. Ils m'ont été d'une très grande aide

Je tiens donc à remercier fortement Gesche Winckler et Jory Cabrol pour leur aide dans la partie exploitation des résultats. Merci pour leurs explications et pour leur patience.

Un très GRAND merci à Olivia Lacasse pour m'avoir appris toutes les techniques et manipulations au laboratoire. Merci pour sa grande patience. Merci d'avoir été à l'écoute lors des moments plus stressants et plus difficiles. Merci pour son partage d'expérience.

Je remercie aussi Isabelle Bérubé qui m'a fortement aidé dans la préparation des campagnes de terrains et dans l'échantillonnage des ballasts dans le port de Québec. Merci pour tous ses conseils.

Je tiens à fortement remercier Alain Caron de l'UQAR pour son aide dans les analyses statistiques. Sa vision extérieure au projet nous a permis de valider nos travaux et de vérifier avec lui nos choix statistiques pour répondre aux différents objectifs.

Les remerciements suivants reviennent aux membres qui m'ont permis de partir dans l'Arctique canadien, une expérience que je n'aurais jamais pensé vivre un jour

Pour les membres de la compagnie Fednav, je tiens à les remercier pour m'avoir permis de monter à bord du *M/V Arctic* et découvrir les eaux côtières de l'Arctique canadien. Je souhaite évidemment remercier l'entreprise de navigation Fednav pour son étroite collaboration, sans qui, la réalisation du présent projet n'aurait pu être possible.

Merci aux deux capitaines, M. Keane et M. Stoke pour leur intérêt au projet et pour nous avoir permis de découvrir le *M/V Arctic*. Merci aux officiers (Martin, Pierre-Luc, Charles) et ingénieurs (dont Igor) du navire pour leur soutien logistique lors de l'échantillonnage. Merci à tout l'équipage pour leur bonne humeur et pour leur aide lors du déchargement du matériel ou lorsque nous avons besoin d'aide pendant l'échantillonnage.

Merci aux cuisiniers Frédéric et Richard pour nous avoir servi des repas excellents et épicés. Merci pour leur bonne humeur et pour nous avoir fait partager leur expérience de vie.

Merci également aux compagnies minières *Glencore* et *Canadian Royalties* pour leur précieuse collaboration et l'hébergement offert. Je tiens à remercier les membres du département environnement de la mine Raglan pour leur aide et leur soutien logistique (Frédéric Lapointe, Louis Marcoux) et technique lors de l'échantillonnage.

Les prochains remerciements reviennent aux différents sponsors qui ont financé le projet

Je tiens à remercier l'ISMER, Le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada, le Département Pêches et Océans Canada ainsi que le Conseil de Gestion des Ressources Fauniques de la Région Marine du Nunavik.

Les remerciements suivants sont très importants et reviennent aux personnes qui m'ont soutenu et entouré lors de la maîtrise

Merci à tous les amis de maîtrise de l'ISMER (Noémie, la petite Claudie, la grande Claudie, Émilie, Julie-Anne, Jean-Christophe, Alexandre, Eloisa, Belen, Mariana, Blandine et tous les autres). Merci à vous tous. J'ai pu changer un peu grâce à vous. MERCI.

Un grand merci à Andy et Magali pour votre soutien et pour votre bonne humeur. Une amitié forte qui restera.

Merci à Blandine et Lisa, mes colocataires, qui m'ont permis de découvrir le Québec. J'ai pu, grâce à elles, découvrir les parcs nationaux, les pistes de randonnées québécoises. J'ai eu beaucoup de chance de les connaître. De découvrir les attrait culinaires et gustatifs québécois. Une très belle expérience.

Merci à Wassila pour son aide, pour son soutien et pour toutes les histoires racontées sur l'Algérie et sur ses projets à venir. Merci d'avoir été présente lors de ma maîtrise, ici, à

Rimouski. Merci pour tous ces bons moments et pour le couscous algérien... Un délice !
Merci à Radhia pour son aide et ses conseils. Merci pour son partage d'expérience.

Merci à Martine Belzile pour sa bonne humeur et pour son aide concernant les papiers administratifs. Merci beaucoup pour ta joie de vivre et ton soutien.

Un très GRAND merci, et non des moindres, à Pascal Tremblay pour avoir été un coéquipier et un ami génial. Toujours de bonne humeur et toujours drôle. Merci pour ton aide, pour avoir été présent et patient. Cette maîtrise n'aura pas été la même sans toi. On se complète parfaitement et une maîtrise en binôme est vraiment une très bonne chose. Merci à toi. On nous appelait les « *ballasts men* » sur le bateau.

Merci à ma famille pour m'avoir soutenu dans la réalisation de mon rêve de partir étudier à l'étranger. Merci à mes parents, mon frère et ma sœur ainsi que mes cousins qui sont toujours présents et me soutiennent dans mes choix de vie.

AVANT-PROPOS

Ce projet de recherche s'intéresse à la compréhension du rôle des eaux de ballast dans l'introduction de dinoflagellés non-indigènes dans l'Arctique canadien. Il s'insère dans le cadre du projet intitulé *Understanding ballast water as a pathway for introduction of aquatic invasive species (AIS) in the Arctic*. Ce projet, faisant parti du programme de recherche SPERA (*Strategic Program for Ecosystem-based Research and Advice*), porte un intérêt sur les impacts écosystémiques des activités anthropiques. Les résultats de ce projet de recherche ont été présentés sous formes d'affiches au cours de quatre congrès nationaux et internationaux au Canada. Les résultats finaux ont été présentés sous forme d'une présentation orale au cours d'un congrès international en Iran.

Laget, F., A, Rochon., K, Howland et N, Simard. 2014. Understanding ballast water as a pathway for introduction of aquatic invasive species in the Arctic. Conférence internationale Arctic Change 2014. 8 au 12 Décembre 2014. Ottawa (Canada).

Laget, F., A, Rochon., K, Howland et N, Simard. 2014. Compréhension du rôle des eaux de ballast dans l'introduction d'espèces invasives aquatiques arctiques. 13^{ième} Assemblée Générale annuelle de Québec-Océan. 17 au 19 Novembre 2014. Rivière-du-Loup (Canada).

Laget, F., A, Rochon., K, Howland., N, Simard et S, Bailey. 2015. Understanding ballast water as a pathway for introduction of dinoflagellate species in the Canadian Arctic. Congrès des étudiants du GEOTOP 2015. 13 au 15 Février 2015. Orford (Canada).

Laget, F., A, Rochon., K, Howland., N, Simard et S, Bailey. 2015. Understanding ballast water as a pathway for introduction of dinoflagellate species in the Canadian Arctic. 14^{ième} Assemblée Générale annuelle de Québec-Océan. 10 au 11 Novembre 2015. Québec (Canada).

Laget, F., A, Rochon., K, Howland., N, Simard et S, Bailey. 2016. Domestic vessels' ballast water: vector for potential introduction of nonindigenous dinoflagellates in the Canadian Arctic. Congrès des étudiants du GEOTOP 2016. 19 au 20 Mars 2016. Montréal (Canada).

Laget, F., A, Rochon., K, Howland., N, Simard et S, Bailey. 2016. Transport of nonindigenous dinoflagellate species into Canadian Arctic, associated with ballast water released by a domestic vessel. 12th International Conference on Coasts, Ports and Marine Structures. 31 octobre au 2 novembre 2016. Téhéran (Iran).

RÉSUMÉ

Le transport maritime et les rejets d'eau de ballast sont les principaux vecteurs de transport d'espèces non-indigènes (ENI) au Canada et dans le monde. En Arctique, le développement du secteur minier, associé à la diminution de la couverture de glace de mer, pourrait engendrer l'augmentation du trafic maritime et donc une augmentation du risque d'introduction d'ENI. La Réglementation des Eaux de Ballast de la loi de 2001 sur la Marine Marchande du Canada contraint les navires internationaux entrant dans la Zone Économique Exclusive canadienne à réaliser un échange d'eau de ballast avant d'arriver au port de destination. Les navires domestiques canadiens sont exemptés de cette loi, mais certains réalisent volontairement un échange de ballast. Cette étude évalue le transport d'ENI de dinoflagellés dans l'est de l'Arctique canadien pendant la saison estivale de 2015, suite au déversement d'eaux de ballast par le navire domestique *M/V Arctic* qui voyage entre les ports de Québec et de Baie Déception et qui réalise des échanges volontaires dans les détroits de Jacques-Cartier (Site 1) et de Belle-Isle (Site 2). Nous avons évalué l'efficacité ou non à réduire le transport de dinoflagellés potentiellement non-indigènes par la réalisation d'un échange de ballast. Trois réservoirs ont été échantillonnés, un réservoir contrôle, un réservoir pour l'échange du Site 1 et un réservoir pour l'échange du Site 2. Avant l'arrivée à Baie Déception, ces trois réservoirs ont été échantillonnés afin de mesurer les densités de dinoflagellés qui seront déversées dans le port arctique, mais également de connaître quelles sont les espèces potentiellement non-indigènes à la région de Baie Déception. Les densités de dinoflagellés à l'intérieur des réservoirs contrôles ont fortement diminué entre le départ et l'arrivée (de 5 186 cellules.ml⁻¹ à 149 cellules.ml⁻¹ en juillet et de 462 cellules.ml⁻¹ à 187 cellules.ml⁻¹ en août), en raison du vieillissement des eaux de ballast et possiblement du manque de luminosité, de nutriments, mais également du manque d'oxygène. Il n'y a pas de différences significatives au niveau des assemblages de dinoflagellés enregistrés dans les deux zones d'échange. Cependant, les densités de dinoflagellés du Site 1 sont beaucoup plus élevées que celles du Site 2 (moyennes respectives de 37 979 cellules.ml⁻¹ et 22 488 cellules.ml⁻¹, après l'échange). De plus, une forte densité de dinoflagellés a été enregistrée au mois d'août dans les réservoirs des sites 1 (65 733 cellules.ml⁻¹) et 2 (30 212 cellules.ml⁻¹) avant l'arrivée au port de Baie Déception. Lors du déversement des eaux de ballast, le risque d'établissement des espèces d'eau douce est amoindri en raison du choc osmotique, suite aux changements brusques de la salinité. Le risque d'établissement des espèces marines est quant à lui plus important, en particulier au mois d'août. Les dinoflagellés toxiques tels que *Alexandrium tamarense* et *Dinophysis acuta*, retrouvés dans les zones d'échanges et enregistrés avec de très faibles densités dans les réservoirs représentent un risque potentiel pour le milieu aquatique de la région de Baie Déception.

Mots clés : Espèces non-indigènes, déversement, eaux de ballast, navire domestique, Arctique canadien, dinoflagellés, échange d'eau de ballast, *M/V Arctic*, détroit de Jacques-Cartier, détroit de Belle-Isle, Québec, Baie Déception.

ABSTRACT

Shipping traffic and associated ballast water discharge are the main vectors for transport of aquatic nonindigenous species (NIS) that can enter aquatic ecosystems outside of their native range. The development of mining resources in the Arctic, along with the decrease in sea ice cover could cause an increase in maritime traffic, thus increasing the risk for introductions of NIS. Ballast water exchange (BWE) regulations, under the *Canada Shipping Act*, were designed to limit NIS introductions in Canadian waters. Regulations require international ships to conduct mid-ocean ballast water exchange prior to entering Canadian waters. Domestic vessels are however currently exempt from this regulation, but some conduct voluntary ballast water exchange. This study assessed the transport of dinoflagellate NIS in the Eastern Canadian Arctic, in summer 2015, by quantifying the composition and density of dinoflagellate assemblages transported into the ballast water of a domestic vessel, the *M/V Arctic*. The vessel travels year round between Quebec City and Deception Bay, and conducts voluntary ballast water exchange in Jacques Cartier Strait (Site 1) and in the Strait of Belle Isle (Site 2). We evaluated the efficacy of ballast water exchange to reduce the transport of potentially dinoflagellate NIS. Three ballast tanks were sampled: one Control tank, one tank for site 1 exchange and one tank for site 2 exchange. Prior to deballasting in Deception Bay Harbour, these three tanks were sampled in order to measure dinoflagellate densities that would be released in the Arctic port, but also to identify dinoflagellate species that would be potentially nonindigenous to the Deception Bay area. Dinoflagellate densities in unexchanged tanks strongly decreased between the departure and destination harbours (from 5 186 cells.mL⁻¹ to 149 cells.mL⁻¹ in July and from 462 cells.mL⁻¹ to 187 cells.mL⁻¹ in August), probably due to increasing ballast water age and abiotic effects such as lack of light, nutrients and oxygen. No significant differences in dinoflagellate assemblages were found when the exchange zones were compared with each other or the destination harbour. Over the summer sampling period, dinoflagellate densities found in Site 1 tank after exchange were higher than densities found in Site 2 tank after exchange (respective means: 37 979 cells.mL⁻¹ and 22 488 cells.mL⁻¹). Moreover, high densities were recorded in August in Site 1 (65 733 cells.mL⁻¹) and Site 2 (30 212 cells.mL⁻¹) in exchanged tanks prior to arrival in Deception Bay. Following deballasting in Deception Bay, the risk of freshwater species establishment is reduced due to osmotic shock. However, the risk of marine species establishment may be higher especially in August. Harmful marine dinoflagellate taxa such as *Alexandrium tamarense* and *Dinophysis acuta* were found in the ballast water from both exchange zones and represent a potential risk for Canadian Arctic waters.

Keywords: Nonindigenous species, discharge, ballast water, domestic vessel, Canadian Arctic, dinoflagellates, ballast water exchange, *M/V Arctic*, Jacques Cartier Strait, Strait of Belle Isle, Quebec City, Deception Bay.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ix
AVANT-PROPOS	xiv
RÉSUMÉ.....	xvi
TABLE DES MATIÈRES	xx
LISTE DES TABLEAUX.....	xxiii
LISTE DES FIGURES	xxvi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	xxx
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
LES RÉSERVOIRS DE BALLAST	1
LES ESPÈCES NON-INDIGÈNES	1
LES INVASIONS BIOLOGIQUES	2
L' AUGMENTATION DU TRAFIC MARITIME DANS LE MONDE ET DANS LES RÉGIONS	
ARCTIQUES	3
LES RÉGLEMENTATIONS SUR LES ÉCHANGES D'EAU DE BALLAST.....	7
CARACTÉRISTIQUES DES EAUX DE BALLAST EN FONCTION DU TEMPS DE VOYAGE	8
GESTION DES EAUX DE BALLAST	9
LES NAVIRES DOMESTIQUES.....	10
LES DINOFLAGELLÉS ET LEUR CYCLE BIOLOGIQUE.....	10
INTRODUCTION D'ESPÈCES DE DINOFLAGELLÉS NON-INDIGÈNES ET RISQUES LIÉS AUX	
ESPÈCES TOXIQUES	12
OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL	14

CHAPTER 1 TRANSPORT OF NONINDIGENOUS DINOFLAGELLATES IN THE CANADIAN ARCTIC, in BALLAST WATER RELEASED BY A DOMESTIC VESSEL	16
INTRODUCTION	16
METHODS	20
VESSEL DETAILS AND ROUTE	20
BALLAST WATER SAMPLING	21
BALLAST TANKS SAMPLING	22
DINOFLAGELLATE SAMPLING	23
LABORATORY ANALYSES.....	23
STATISTICAL ANALYSES AND DESCRIPTIVE APPROACHES	24
RESULTS	32
DISCUSSION	56
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	68
ANNEXES.....	78
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	90

LISTE DES TABLEAUX

Table 1: Schedule of the different surveys.	21
Table 2: Results of ANOVA for Objective 1.a. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo = factor Months (Anderson <i>et al.</i> , 2008).	33
Table 3: Results of PERMANOVA and pair-wise tests for Objective 1.a. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo = factor Months; P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value (Anderson <i>et al.</i> , 2008).	35
Table 4: Results of ANOVA for Objective 2.a. SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson <i>et al.</i> , 2008). Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$).	38
Table 5: Results of PERMANOVA crossed tests and pair-wise tests for Objective 2.b. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo x Si = Interaction term for the factors Months (Mo) and Sites (Si); Mo x Tr = Interaction term for the factors Months (Mo) and treatments (Tr); Si x Tr = Interaction term for the factors Sites (Si) and Treatments (Tr); P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SL= Significance level; PP= Possible Permutations; AP= Actual Permutations; NO: Number Observed (Anderson <i>et al.</i> , 2008).	40
Table 6: Results of PERMANOVA crossed tests and pair-wise tests for Objective 2.c. P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson <i>et al.</i> , 2008).	42
Table 7: Results of PERMANOVA crossed tests for Objective 2.d. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo x Si = Interaction term for the factors Months (Mo), Sites (Si) and Treatments (Tr); P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson <i>et al.</i> , 2008).	44
Table 8: Results of ANOVA and PERMANOVA with pair-wise test for Objective 2.e. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson <i>et al.</i> , 2008).	48

Table 9: Results of PERMANOVA for Objective 2.f. Mo x Si = Interaction term for the factors Months (Mo) and Sites (Si); P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson <i>et al.</i> , 2008).....	50
Table 10: List of taxa are found in exchange Sites 1 and 2, but not in Deception Bay Harbour (columns show identified taxa and mean densities over the study period). (*Taxa not observed in Deception Bay Harbour, but present throughout the Canadian Arctic (Rochon, unpublished data, OBIS, 2016)). (⌘ Harmful taxa (IOC-UNESCO, 2016)), (Bold species are potential NIS, not known in eastern Canadian Arctic).	51
Table 11: Suite of the list of taxa are found in exchange Sites 1 and 2, but not in Deception Bay Harbour.....	52
Table 12: List of potential NIS in Deception Bay Harbour (⌘ Harmful taxon (IOC-UNESCO, 2016)).	53
Table 13: Cumulative sum of occurrences of NIS versus native marine taxa found in exchanged Sites and control tanks over the period of sampling June, July, August and October 2015.	53
Table 14: Proportion of NIS versus native marine taxa found in exchanged Sites and control tanks over the period of sampling in June, July, August and October 2015.....	54

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Graphique illustrant l'évolution de l'étendue de la glace de mer entre 1979 et 2014 (NSIDC, 2017).	4
Figure 2: Cycle biologique des dinoflagellés (d'après Bravo et Figueroa, 2014 et Fensome <i>et al.</i> , 1993, modifiée).	12
Figure 3: Layout of the ballast tanks aboard the <i>M/V Arctic</i> (Port = Port side; STBD = Starboard side; D.B. = Double bottom ballast water tank).	20
Figure 4: Layout of the ballast tanks sampled on board the <i>M/V Arctic</i>	22
Figure 5: Means of dinoflagellate densities (A) and diversity (B) (+ standard error) present in the three tanks sampled in Quebec City according to months. Levels identified by the same letter do not differ significantly.	33
Figure 6: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating the occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in the three tanks sampled in Quebec City over the sampling period.	34
Figure 7: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were untransformed) recorded in the three tanks sampled in Quebec City over the sampling period.	34
Figure 8: Freshwater and marine dinoflagellates densities in Quebec City Harbour over the period of sampling.	36
Figure 9: Dinoflagellate densities recorded in “Control” tanks depending on ballast water age over the voyages in June, July and August. Note: the “Control” tank was not sampled in June because of logistical issues.	37
Figure 10: Dinoflagellate diversity recorded in “Control” tanks in relation with ballast water age over the voyages in June, July and August. Note: the “Control” tank was not sampled in June because of logistical issues.	39

Figure 11: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were Fourth root transformed) recorded in exchanged and control tanks according to the factor “Treatments” in June, July and August.	40
Figure 12: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in exchanged and control tanks according to the factor “Treatments” in June, July and August.	41
Figure 13: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were untransformed) recorded in tanks after exchange in sites 1 and 2 according to the factor “Sites” in June, July and August.	42
Figure 14: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence) recorded in tanks after exchange in sites 1 and 2 according to the factor “Sites” in June, July and August.	43
Figure 15: Dinoflagellate densities recorded in tanks after exchange at Site 1 and Site 2 and in the same tanks prior to deballasting according to June, July and August voyages.	44
Figure 16: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were Fourth root transformed) recorded in tanks after exchange (AE) at Site 1 (S1) and Site 2 (S2) and in the same tanks prior to deballasting in Deception Bay (BDB) according to June (Ju), July (Jul) and August (Aug) voyages.	45
Figure 17: Dinoflagellate diversity recorded in tanks after exchange at Site 1 and Site 2 and in the same tanks prior to deballasting according to June, July and August voyages.	46
Figure 18: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in tanks after exchange (AE) at Site 1 (S1) and Site 2 (S2) and in the same tanks prior to deballasting in Deception Bay (BDB) according to June (Ju), July (Jul) and August (Aug) voyages.	46
Figure 19: Dinoflagellate densities (A) and diversity (B) recorded in tanks upon arrival to Deception Bay for June, July and August voyages.	47

Figure 20: Mean of dinoflagellate densities present in the three tank sampled prior arrival to Deception Bay during the June, July and August voyages. Levels identified by the same letter do not differ significantly.....	48
Figure 21: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were Fourth root transformed) recorded in the three tanks sampled prior arrival to Deception Bay according to the factor “Tanks” in June, July and August.	49
Figure 22: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in tanks sampled prior to arrival to Deception Bay and in Deception Bay harbor in June, July and August.....	50
Figure 23: Marine dinoflagellates densities in Deception Bay Harbour.	52
Figure 24: Common freshwater dinoflagellates found in tanks and in Quebec City harbour. a. <i>Peridinium wierzejskii</i> , b. <i>Peridinium volzii</i> , c. <i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> , d. <i>Peridiniopsis pernardii</i> , e. <i>Parvodinium inconspicuum</i> . Scale bars are 10 µm.	55
Figure 25: Most common marine dinoflagellates taxa in ballast tanks. a. <i>Protoperidinium depressum</i> , b. <i>Protoperidinium curtipes</i> , c. <i>Protoperidinium pallidum</i> , d. <i>Protoperidinium pellucidum</i> , e. <i>Protoperidinium granii</i> , f. <i>Protoperidinium brevipes</i> , g. <i>Dinophysis norvegica</i> , h; <i>Dinophysis acuta</i> , i. <i>Tripos longipes</i> , j. <i>Tripos fusus</i> , k. <i>Tripos arcticus</i> . Scale bars are 20 µm.....	55
Figure 26: <i>Ceratium hirundinella</i> . Scale bars are 10 µm.....	57
Figure 27: <i>Ornithocercus magnificus</i> (a), valve of <i>Ornithocercus</i> sp. (b, c, d). Scale bars are 20 µm.	59
Figure 28: Map illustrating physical and biological conditions occurring in the Gulf of St.Lawrence (Dufour and Ouellet, 2007; modified from Fisheries and Ocean Canada, 2005).....	65

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ABWEZ	Alternate Ballast Water Exchange Zones
ANOVA	Analysis of variance
BACI	Before/After, Control Impact
BWE	Ballast Water Exchange
DF	Degrees of freedom
EEZ	Exclusive Economic Zone
IMO	International Maritime Organisation
MC	Monte Carlo test
MDS	Non-metric multi-dimensional scaling
Mo	Months
M/V	Motor Vessel
NIS	Nonindigenous species
PERMANOVA	Permutational multivariate analysis of variance
PERM	PERMANOVA test
PSP	Paralytic Shellfish Poisoning
Si	Sites
SS	Sum of squares
Tr	Treatments

INTRODUCTION GÉNÉRALE

LES RÉSERVOIRS DE BALLAST

L'eau de ballast est utilisée comme lest pour assurer la stabilité des navires et leur sécurité lors du transit en mer (Niimi, 2004). Lorsque les navires mènent des opérations de chargement ou de déchargement, la différence de charge doit être compensée en ajoutant ou en éliminant de l'eau de ballast. Ces interventions se font généralement au niveau des ports, mais peuvent également s'effectuer dans les eaux ouvertes (Beisel et Lévêque, 2009). Autrefois, les réservoirs de ballast étaient remplis de sacs de sable ou de pierre. Dès la fin des années 1870, l'introduction des navires à coques d'acier favorise l'utilisation de l'eau comme ballast au détriment des matériaux solides, trop encombrants et difficiles d'utilisation lors des opérations de chargement/déchargement (Minchin et Gollasch, 2002). Un problème sans précédent, lié à l'utilisation d'eau de ballast est alors apparu, notamment avec le transport d'organismes aquatiques non-indigènes, entraînant des répercussions environnementales importantes (Carlton, 1985; Ruiz et Carlton, 2003). Depuis le début des années 1990, des estimations indiquent que les eaux de ballast, transportées chaque année par l'ensemble des navires de la flotte mondiale, représenteraient 12 milliards de mètres cubes d'eau (Carlton et Geler, 1993; IMO/MEPC, 1998; Bright, 1999).

LES ESPÈCES NON-INDIGÈNES

De nombreux organismes micro et macroscopiques sont retrouvés dans ces eaux de ballast (Williams *et al.*, 1988; McDonald et Davidson, 1998; Gollasch, 2002; Coutts *et al.*, 2003). Environ 3000 à 7000 espèces, provenant d'environnements divers, seraient en transit chaque jour dans les réservoirs de ballast (David et Perkovič, 2004; Beisel et Lévêque, 2009).

Lorsque les navires arrivent à destination et débutent les opérations de déballastage, ces organismes sont rejetés dans un nouvel habitat, dont les caractéristiques environnementales peuvent être différentes de celles de leur habitat d'origine (Carlton et Geller, 1993; Occhipinti-Ambrogi, 2007). Ces organismes qui se retrouvent hors de leur aires de répartitions naturelles sont appelés espèces non-indigènes (ENI; Chan *et al.*, 2011; USGS, 2017). Ces aires de répartitions sont limitées par des conditions environnementales permettant aux organismes de se développer. Les dinoflagellés ont une aire de répartition mondiale. Ils sont présents en milieux marin et saumâtre et sont abondants dans les régions tempérées et polaires.

Plusieurs étapes doivent être franchies pour que l'établissement d'un organisme non-indigène, par les eaux de ballast, soit réussi. Ainsi, l'organisme doit être présent dans le port de départ du navire lors du ballastage. Il devra survivre à la prise d'eau, survivre à l'intérieur des réservoirs et se maintenir ou se développer pendant le trajet du navire. Il devra par la suite survivre au déballastage, puis réussir à se reproduire dans le nouvel environnement et enfin devenir dominant par rapport aux espèces indigènes (Hallegraeff, 1998; Kolar et Lodge, 2001 a et b; Casas-Monroy, 2012).

LES INVASIONS BIOLOGIQUES

Les invasions biologiques sont un sujet d'étude à controverse et suscitent des débats depuis les années 1990 (Davis, 2004). Les écosystèmes sont menacés par les invasions biologiques (Elton, 1958) qui contribuent aux changements de la biodiversité dans l'ensemble des habitats affectés (Dukes et Mooney, 1999; Lodge, 1993). Les changements climatiques ont un effet sur la répartition et la distribution des espèces, mais également sur la dynamique des ressources terrestres et aquatiques, favorisant les invasions biologiques (Dukes et Mooney, 1999).

Les procédés d'invasions biologiques sont naturels et peuvent intervenir entre différents habitats, séparés par de grandes distances (Ewell *et al.*, 1999). Ces processus peuvent être accélérés par l'activité humaine qui influence volontairement ou non ces

introductions d'espèces terrestres et aquatiques (Ewell *et al.*, 1999; Shigesada et Kawasaki, 1997). Dans les environnements aquatiques, le moteur majeur d'introductions nuisibles est le déversement des eaux de ballast (Carlton *et al.*, 2011), causant de sérieux problèmes écologiques et sanitaires (Claudi et Ravishankar, 2006; David et Perkovič, 2004).

Depuis les dernières décennies, l'introduction d'organismes nuisibles a fortement augmenté, notamment sur la côte est canadienne (Martin et Legresley, 2008; Simard et Hardy, 2004) et au niveau des Grands Lacs (Bailey *et al.*, 2005a; Bailey *et al.*, 2005b). Ce problème engendre un coût financier élevé pour le gouvernement canadien qui a dépensé entre 130 et 345 millions de dollars par an (Colautti *et al.*, 2006; Mack *et al.*, 2000) pour le contrôle et l'éradication de ces organismes ainsi que pour le renouvellement des écosystèmes touchés (Davis, 2004; Pimentel *et al.*, 2000).

L'AUGMENTATION DU TRAFIC MARITIME DANS LE MONDE ET DANS LES RÉGIONS ARCTIQUES

Le commerce maritime mondial a connu une expansion majeure depuis le début des années 1990 (Tournadre, 2014). Plus de 80 % des échanges planétaires se font par voies maritimes dont le volume de marchandises a atteint les 10 milliards de tonnes métriques à la fin de l'année 2015 (UNCTAD, 2013). Cette hausse du trafic maritime est le résultat du désir des compagnies maritimes à exporter en plus grande quantité, dans un laps de temps réduit (Alix et Carluet, 2014). De plus, l'utilisation du conteneur, boîte métallique aux dimensions standardisées, a révolutionné depuis 60 ans les modalités de transport de marchandises à travers le monde (Levinson, 2006).

Le changement climatique est une composante importante dans l'avenir des routes maritimes de l'Arctique. La fonte de la couverture de glace de mer continue de progresser à une vitesse de 74 000 km² par année par rapport à sa vitesse de 1980 (Barber *et al.*, 2003). La fonte de la couverture de glace tend à s'accélérer sur l'ensemble de l'Arctique (**Figure 1**) entraînant des bouleversements géographiques comme l'ouverture du détroit de McClure, pour la première fois en 2007 (Bourbonnais et Lasserre, 2015).

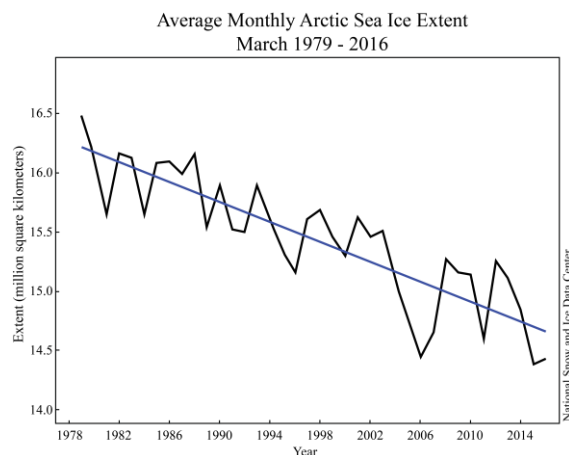


Figure 1: Graphique illustrant l'évolution de l'étendue de la glace de mer entre 1979 et 2014 (NSIDC, 2017).

Malgré ces changements, il semble que le trafic maritime ne soit pas autant en expansion que le laissent entendre certains médias. Ainsi, Frédéric Lasserre de l'Université Laval, à Québec, affirme dans son papier « Vers une autoroute maritime ? Passages arctiques et trafic maritime international » que les allégations concernant une augmentation du trafic maritime sont erronées, donnant l'exemple de l'année 2008 où seulement 13 navires ont emprunté le passage du Nord-Ouest dont un seul à des fins commerciales.

De plus, malgré un retrait significatif de la surface de glace en été, elle reste considérablement étendue avec le mélange de glace d'âges différents (Howell *et al.*, 2009; Lasserre, 2010a; Sou et Flato 2009; NSIDC, 2016). La banquise est caractérisée par des glaces annuelles et pluriannuelles (Lasserre, 2010a) dont l'étendue tend à augmenter pour la glace de première année et diminuer pour les glaces de plus de 5 ans. De ce fait, les glaces de première année, de plus faibles épaisseurs (1 à 2m d'épaisseur) sont en voie de dominer les régions arctiques y compris l'archipel arctique canadien, rendant ainsi la navigation plus facile pour les brise-glaces (Comiso *et al.*, 2008; Markus *et al.*, 2009; Lasserre, 2010a; Maslanik *et al.*, 2011; Rampal *et al.*, 2011). De plus, la Garde côtière canadienne estime que le nombre de voyages dans les eaux de l'Arctique canadien a augmenté au cours des 20 dernières années (100 en 1990 et 350 en 2013). Cependant, cette

augmentation concerne les bateaux de pêche, les remorqueurs, les navires de recherche et touristiques qui n'ont pas de réservoirs de ballast à bord (Bureau du vérificateur général du Canada, 2014).

L'Arctique canadien connaît un attrait fulgurant encore insoupçonné il y a plusieurs années (Molenaar, 2014). Cet attrait vise principalement le secteur minier qui s'est développé dans les régions arctiques et subarctiques depuis 1920 (Têtu *et al.*, 2015). Une question peut dès lors être posée : Est-ce-que le développement de l'activité minière dans l'Arctique canadien aura une répercussion sur la hausse du trafic maritime ? Trois mines utilisent la méthode de transport par voies maritimes, notamment celles de *Raglan*, de *Nunavik Nickel* et de *Voisey's Bay* (Têtu *et al.*, 2015). Les projections réalisées par Environnement Canada estiment que les projets futurs d'exploitations minières dans l'est de l'Arctique canadien engendreraient une augmentation du trafic maritime d'ici 2020, mais que le passage du Nord-Ouest ne sera pas emprunté régulièrement par les navires commerciaux internationaux (Rapport de la commissaire à l'environnement et au développement durable, 2014). Cependant, de nombreux facteurs pouvant ralentir cet afflux sont à prendre en compte.

Ainsi, ce trafic ne pourra être principalement actif qu'en période d'été, car en hiver, la glace se reformera. De plus, les conditions hivernales (froid intense, vents violents, condition de nuit permanente) sont très rudes et pourraient ralentir toutes formes de navigation. La fonte et le regel de la banquise sont encore peu prévisibles. Cela pourrait engendrer des complications tant au niveau des prévisions de navigation qu'au niveau des planifications d'exportation entre régions. De plus, les forçages tels que les courants et le vent peuvent donner naissance à des crêtes de compressions ou des *stamukha* (accumulation de glace par le vent et les courants) empêchant toute navigation et entraînant des retards considérables (Lasserre, 2015). Le nombre d'icebergs risque également d'augmenter et leur détection demande une concentration accrue et une vitesse de navigation très réduite. Le facteur économique rentre également en compte, car la construction de bateaux à coque d'acier renforcée pour la glace demande un fort

investissement de la part des compagnies maritimes. Cependant, d'un point de vue technique, les bateaux à coques d'acier présentent un hydrodynamisme plus faible et donc engendrent une plus grande consommation de carburant et donc des coûts plus importants pour les entreprises (Lasserre, 2015). Enfin, naviguer dans les eaux de l'Arctique canadien requiert un équipage expérimenté et un matériel de pointe pour gérer les imprévus (double hélice en cas d'avaries, conteneurs climatisés, radars puissants).

Qu'il soit ou non en augmentation, le trafic maritime demeure présent dans les régions de l'Arctique canadien et notamment au niveau des côtes du Labrador et sur la pointe nord du Québec où se trouvent les trois mines actives mentionnées ci-dessus. Les côtes canadiennes sont les plus étendues du monde et le pays dépend du transport maritime, notamment, pour acheminer les produits vers les régions les plus éloignées.

Le 7 novembre 2016, Justin Trudeau, Premier ministre du Canada, a lancé un plan national de protection des océans favorisant le transport maritime responsable et sécuritaire. Dans l'Arctique canadien, environ 95 % des marchandises sont transportées par bateau y compris les ressources naturelles exploitées dans cette région. Le plan vise à améliorer ces opérations de ravitaillement pour qu'elles soient plus sécuritaires et plus efficaces tout en suivant des mesures de protection environnementale (Transport Canada, 2011).

Le trafic des vraquiers tels que le *M/V Arctic*, le *M/V Nunavik* et le *M/V Umiak*, qui transportent respectivement le minerai pour les compagnies Glencore Xstrata Plc, Voisey's Bay Nickel Company Ltd. et Jilin Jien Nickel Industry Co. inquiète les communautés locales. Les impacts négatifs sur l'environnement marin sont à considérer avec attention notamment la contamination par les eaux de ballast (Lasserre, 2015). Par contre, très peu d'études ont été réalisées sur la composition des assemblages biologiques retrouvés dans les eaux de ballast des navires domestiques opérant dans l'Arctique (Hines et Ruiz, 2000; Chan *et al.*, 2014).

LES RÉGLEMENTATIONS SUR LES ÉCHANGES D'EAU DE BALLAST

La réglementation concernant les échanges d'eau de ballast a été mise en place depuis la prolifération accrue de certains organismes, amenés soit par les eaux de ballast ou soit par les salissures retrouvées sur la coque des navires (Chan *et al.*, 2015). Plusieurs événements d'introduction d'organismes non-indigènes ont été recensés, principalement dans les Grands Lacs avec l'apparition de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) en 1986 (Carlton, 2008). Le Canada et les États-Unis ont depuis, proposé plusieurs conventions et guides afin de minimiser les introductions marines. Différentes lois concernant la gestion des eaux de ballast et des sédiments ont été instaurées, visant les différents types de navires (Bailey *et al.*, 2011).

En 1989, le Canada adopte le guide sur le contrôle des échanges d'eau de ballast par les navires opérant sur le Saint-Laurent et dans les Grands Lacs (Transport Canada, 2007; Scriven *et al.*, 2015). Il stipule que chaque navire présent dans les eaux canadiennes et dans les eaux des Grands Lacs a l'obligation de réaliser un échange d'eau de ballast à l'extérieur de la Zone Exclusive Economique avant toutes opérations d'amarrage. Ces échanges devront être effectués en pleine mer à 200 milles nautiques des côtes et à une profondeur de 2000 m (Transport Canada, 2007). En cas d'incapacité à mener cette opération (mauvaise mer, vents violents), le règlement canadien permet aux navires d'échanger leurs eaux de ballast dans le chenal laurentien du golfe du Saint-Laurent. En 2000, le Canada impose un moratoire et exige que les navires d'au moins 50 m de longueur, possédant une capacité de ballast minimale de 8 m³ et qui entrent et opèrent dans les eaux canadiennes, effectuent un échange d'eau de ballast en pleine mer. Des exceptions ont également été émises envers certains navires (Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada; Scriven *et al.*, 2015).

Elles concernent :

- Les navires qui opèrent exclusivement dans les eaux canadiennes;
- Les navires qui opèrent exclusivement dans les eaux des Grands Lacs américains ou les eaux françaises de Saint-Pierre-et-Miquelon en dehors des eaux canadiennes;
- Les navires de recherche et de secours;
- Les navires opérant pour les services du gouvernement exempts de toutes activités commerciales;
- Les navires renfermant seulement des eaux de ballast dans des réservoirs scellés.

La gestion des échanges d'eaux de ballast est soumise à des normes, dont celles sur le renouvellement des eaux de ballast (règle D-1) et celles sur la qualité des eaux de ballast (règle D-2). Elles concernent les navires ayant été construits avant 2012, avec une capacité de réservoirs de ballast de plus de 1500 m³ (Gollasch *et al.*, 2007). Les navires procédant au renouvellement des eaux de ballast (règle D-1) devront échanger leurs réservoirs par trois fois leur volume, afin d'atteindre un renouvellement volumétrique effectif d'au moins 95 % (IMO, 2004). Quant aux navires procédant au traitement des eaux de ballast, en vertu de la qualité des eaux de ballast, ils devront rejeter « *moins de 10 organismes viables par mètre cube d'une taille minimale égale ou supérieure à 50 micromètres et moins de 10 organismes viables par millilitre d'une taille minimale inférieure à 50 micromètres et supérieure à 10 micromètres; en outre, le rejet des agents microbiens indicateurs ne doit pas dépasser les concentrations spécifiées* » (IMO, 2004).

CARACTÉRISTIQUES DES EAUX DE BALLAST EN FONCTION DU TEMPS DE VOYAGE

La mortalité ou la survie des organismes présents à l'intérieur des réservoirs de ballast dépend de plusieurs paramètres environnementaux et techniques. La région de la source de la prise d'eau de ballast, les saisons, les routes maritimes empruntées et la durée du voyage ainsi que le type de navires peuvent altérer le nombre et la viabilité des organismes à être transportés (Verling *et al.*, 2005; Simkanin *et al.*, 2009). L'étude de Schneider (1993) renseigne sur l'influence de la température sur l'établissement des

organismes non-indigènes. Les navires empruntant les voies internationales, traversent des eaux de températures différentes. Les eaux de ballast sont donc soumises à un rééquilibre de température qui, couplé à la durée du voyage, entraînent la mortalité de certains organismes (Zhang et Dickman, 1999). Les navires opérant dans les eaux côtières transitent entre différents ports avec un temps de voyage compris entre quelques heures à plusieurs jours (Simkanin *et al.*, 2009). De ce fait, une faible mortalité est observée à l'intérieur des réservoirs de ballast. Les organismes demeurent donc viables et le risque d'établissement est plus élevé (Carlton, 1996 b; Lavoie *et al.*, 1999; Verling *et al.*, 2005).

Les voyages maritimes entre deux habitats de mêmes caractéristiques environnementales (exemple : même salinité) peuvent faciliter le transfert d'espèces non-indigènes (David, 2013). L'échange d'eau de ballast peut réduire le risque d'introduction lors des trajets entre deux ports d'eau douce dont le voyage nécessiterait un échange en eau marine (Wonham *et al.*, 2005; Bailey *et al.*, 2011; Ware *et al.*, 2016). Également, l'étude de Lawrence et Cordell de 2009 a montré que la diversité d'espèces non-indigènes était plus importante dans les ballast des navires opérant dans les eaux internationales, mais que le déversement d'espèces effectué par les navires domestiques était beaucoup plus important. Ainsi, ces résultats suggèrent de se préoccuper davantage des normes concernant les échanges d'eau de ballast des navires opérant près des côtes (Lawrence et Cordell, 2010).

GESTION DES EAUX DE BALLAST

Le personnel officier de chaque navire a l'obligation de tenir un registre des eaux de ballast et de fournir, en cas de contrôle, un certificat de gestion des eaux de ballast. Ces règles font partie de la Convention sur la gestion des eaux de ballast qui a pour but d'empêcher toutes formes de propagation d'organismes nuisibles d'une région à une autre. Des normes et des procédures sont ainsi élaborées pour contrôler et gérer les eaux et les sédiments de ballast (IMO, 2004). Les réservoirs de ballast sont vidés et remplis par gravité ou par pompage. Deux procédés d'interventions sont appliqués par les navires pour les échanges d'eaux de ballast (Transport Canada, 2007; Roy *et al.*, 2012).

- **Méthode d'échange séquentiel** : Elle consiste à vidanger complètement les réservoirs de ballast et de les remplir par la suite. Pendant les opérations de déballastage, le volume d'eau dans les réservoirs diminue. Cela réduit considérablement l'assiette du navire compromettant ainsi sa stabilité.
- **Méthode d'échange par circulation** : Les réservoirs sont vidés et remplis en même temps au moyen d'un point d'entrée et de sortie. Cela permet la circulation de l'eau à l'intérieur des réservoirs dont le volume pompé est égal à trois fois le volume original.

LES NAVIRES DOMESTIQUES

Les navires domestiques canadiens naviguent exclusivement dans les eaux canadiennes et sont exemptés de mener des échanges d'eau de ballast entre les ports d'origine et de destination, quelle que soit la distance parcourue et le changement d'environnement (régions subarctiques et arctiques). Ils peuvent ainsi favoriser l'établissement d'espèces non-indigènes (Lawrence et Cordell, 2010; Briski *et al.*, 2012b; Casas-Monroy *et al.*, 2014; Adebayo *et al.*, 2014). L'étude de Roy *et al.*, (2012) fait état de l'introduction potentielle de dinoflagellés toxiques par les navires domestiques dans l'est du Canada. Les bateaux opérant près des côtes et ne réalisant aucun échange de leurs réservoirs de ballast transportent une plus forte concentration de dinoflagellés potentiellement toxiques. Ainsi, plusieurs articles scientifiques et rapports techniques prônent l'utilisation combinée de l'échange de ballast et de traitement des eaux de ballast pour réduire considérablement le transport d'espèces non-indigènes (Briski *et al.*, 2012; American Bureau of Shipping, 2014).

LES DINOFLAGELLÉS ET LEUR CYCLE BIOLOGIQUE

Les dinoflagellés sont des micro-organismes marins et/ou dulcicoles. L'habitat marin offre une forte diversité d'espèces dont la majorité se développe dans les eaux tropicales. Elles peuvent également être observées dans les zones polaires notamment dans la glace de mer et même à l'intérieur de la neige (Taylor, 1987). Les dinoflagellés sont des organismes

très diversifiés et se distinguent par leurs comportements alimentaires. Environ 50 % sont hétérotrophes et se nourrissent de particules organiques. Les autres 50 % sont autotrophes, ils utilisent la lumière pour réaliser la photosynthèse, et mixotrophes, c'est à dire qu'ils se nourrissent en utilisant les deux modes de nutrition. Certaines cellules sont parasitiques et vivent en épiphytes sur des macroalgues. D'autres comme les Zooxanthelles vivent en symbiose avec des invertébrés marins comme les coraux (Cachon, 1987).

Le cycle biologique des dinoflagellés, illustré ci-après (**Figure 2**) renseigne sur les différentes étapes menant à la formation des kystes et au renouvellement des cellules (Bravo et Figueroa, 2014). Le cycle de vie des dinoflagellés comporte une phase haploïde (asexuée) et une phase diploïde (sexuée). Les plus récentes études qui s'intéressent au cycle de vie des dinoflagellés ont contredit les conclusions des études menées dans les années 1970-1980 qui expliquaient que seules les cellules pouvant former des kystes permanents (cellules dormantes ou hypnozygotes) avaient un cycle sexué (Wall, 1965; Steidinger, 1975; Anderson and Wall, 1978; Larrazabal, 1987). En effet, l'étude de Kremp et Parrow (2006) a montré que les kystes de certains dinoflagellés retrouvés dans les eaux froides de la mer Baltique avaient été formés directement par l'enkystement de cellules végétatives haploïdes. Durant la phase mobile, différentes étapes se succèdent. La phase haploïde ou végétative est l'étape durant laquelle les dinoflagellés forment des floraisons, parfois massives. Suite à un stimulus environnemental (diminution des concentrations en sels nutritifs, température, luminosité, etc.) les cellules végétatives donnent naissance à des gamètes qui fusionneront entre elles pour donner une cellule diploïde. C'est à l'intérieur de cette cellule mobile, nommée planozygote, que se développera le kyste. Une fois ce dernier formé, la cellule se disloque et l'hypnozygote (kyste) sombre vers le sédiment où il sera en dormance pendant une période plus ou moins longue (Bravo et Figueroa, 2014; Fensome *et al.*, 1993). Cette période varie en fonction de l'espèce et selon les conditions du milieu. Si les conditions environnementales sont défavorables, l'hypnozygote peut rester enkysté pendant plusieurs années. En revanche, si les conditions sont favorables, la cellule « exkyste » par une ouverture dans le kyste (l'archéopyle). La nouvelle cellule se divisera

finallement par méiose pour produire quatre cellules filles haploïdes et reprendre son cycle de vie haploïde (végétatif).

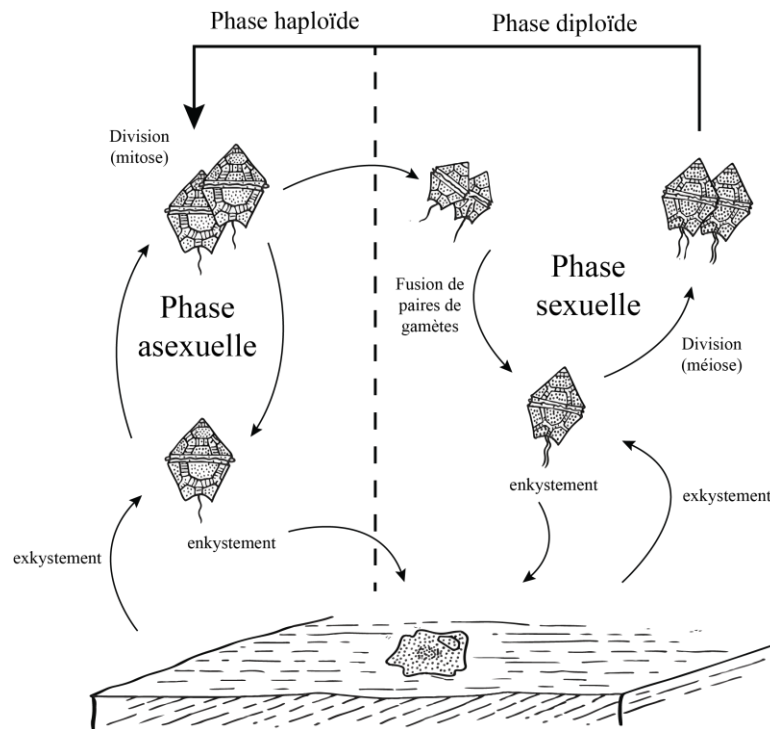


Figure 2: Cycle biologique des dinoflagellés (d'après Bravo et Figueroa, 2014 et Fensome *et al.*, 1993, modifiée).

INTRODUCTION D'ESPÈCES DE DINOFLAGELLÉS NON-INDIGÈNES ET RISQUES LIÉS AUX ESPÈCES TOXIQUES

L'introduction de dinoflagellés par les eaux de ballast est un fait connu qui touche les environnements marins à plusieurs endroits dans le monde (Hallegraeff, 1993; Hallegraeff 1998). Les kystes de dinoflagellés sont présents à l'intérieur des eaux et des sédiments de ballast. Ils sont également observés dans les eaux résiduelles de ballast lors des opérations de vidange et aussi dans les biofilms formés à la surface des eaux de ballast (Doblin et Dobbs, 2009).

Dans le milieu naturel, les kystes peuvent être transportés hors de leur habitats d'origine par des processus hydrographiques et sédimentaires (Dale *et al.*, 1978). Ils peuvent, ainsi, être concentrés dans un milieu quelconque ou être dispersés par les courants (Goodman, 1987). Lors de la prise d'eau de ballast par les navires en milieu peu profond, le risque de pomper des sédiments, incluant les kystes, est donc important (Pertola *et al.*, 2006). Les kystes de dinoflagellés ont une gravité semblable à celle de particules sédimentaires telles que les silts ou les argiles. Ils s'accumulent donc facilement au fond des réservoirs de ballast (Bolch, 1997; Dale, 2001). Plusieurs cas d'introduction d'espèces non-indigènes ont été observés en Océanie et plus particulièrement en Australie et en Tasmanie. Des espèces toxiques ont été recensées dans de nombreux ports, après une forte efflorescence (dont le port d'Hobart en Tasmanie et d'Adélaïde en Australie) causant une recrudescence d'intoxications paralysantes et la mortalité de certains poissons et crustacés (Anderson, 1989; Hallegraeff, 1993). En Tasmanie, l'étude d'Hallegraeff de 1998 a montré l'apparition de kystes de l'espèce toxique *Gymnodinium catenatum* qui coïncide avec le début de l'exportation de bois en provenance du sud de la Tasmanie vers le Japon.

Les dinoflagellés toxiques représentent environ 75 à 80 % des espèces produisant des blooms d'algues nuisibles (Smayda, 1997; Cembella, 2003). Depuis les années 1970, les événements d'efflorescences toxiques se sont intensifiés entraînant un impact économique majeur sur l'exploitation des ressources marines (Glibert *et al.*, 2010). Les principales espèces de dinoflagellés toxiques responsables de ces catastrophes sont *Alexandrium tamarense* et *A. minutum* qui produisent principalement des toxines de types PSP (*Paralytic Shellfish Poisoning*) (Cembella, 1998). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, des événements de marées rouges, incriminant *Alexandrium tamarense* ont été recensés en 2008 entre l'embouchure du fjord du Saguenay et Rimouski (Measures et Lair, 2008). Ce dinoflagellé est responsable de floraisons massives biannuelles (Cliche, 2009) causant la fermeture de zones de cueillette de mollusques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Duchesne *et al.*, 2002).

OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

Certains navires domestiques mènent des opérations volontaires d'échange d'eau de ballast dans les eaux côtières canadiennes. Les quelques études réalisées sur les eaux de ballast des navires voyageant en Arctique ne permettent pas encore de connaître avec certitude les espèces transportées, leur interaction avec les organismes indigènes, mais aussi leur abilité à s'établir dans cet environnement polaire et l'impact que cela entraînerait (Chan *et al.*, 2012). Des questions restent ouvertes concernant l'efficacité de ces échanges à réduire le transport de spécimens non-indigènes. Pour cela, plusieurs objectifs et hypothèses sont exprimés afin de répondre à la problématique générale.

Objectif 1 : Évaluer les changements mensuels des communautés de dinoflagellés dans les réservoirs de ballast du *M/V Arctic* dans le port de départ (Québec)

H1 : Il n'y a pas de différence significative de densité et de diversité de dinoflagellés dans les réservoirs échantillonnés durant les mois estivaux. Si de telles différences existent, alors on pourra tenter de les expliquer sur la base des changements saisonniers dans l'environnement.

Objectif 2 : Déterminer l'efficacité de réaliser un échange volontaire d'eau de ballast par le navire domestique *M/V Arctic*, afin de minimiser le transport de dinoflagellés non-indigènes entre les régions subarctiques et arctiques.

H2 : Il n'y a pas de différence significative de densité et de diversité de dinoflagellés entre les réservoirs ayant subi un échange comparativement aux réservoirs n'ayant pas subi un tel échange. Si des différences significatives sont observées, on pourra affirmer que l'échange de ballast affecte la densité et la diversité des dinoflagellés dans les réservoirs.

CHAPTER 1
TRANSPORT OF NONINDIGENOUS DINOFLAGELLATES IN THE
CANADIAN ARCTIC, IN BALLAST WATER RELEASED BY A DOMESTIC
VESSEL

1 INTRODUCTION

Ballast water is transported aboard a vessel to ensure the security while in transit at sea (Niimi, 2004). When vessels conduct loading and unloading operations, stress load must be counter-balanced by adding or emptying ballast water. These operations are usually conducted at ports but can be carried out in open sea (Beisel and Lévêque, 2009). Prior to 1870, rocks and sand were used as ballast, but since the occurrence of steel-hulled vessels, water has been considered as the best material to load into ballast tanks (Minchin and Gollasch, 2002). Water taken up in a given area, and subsequently discharged in worldwide ports, carries diverse assemblages of a variety of organisms that can be introduced into different habitats (Williams *et al.*, 1988; McDonald and Davidson, 1998; Gollasch, 2002; Coutts *et al.*, 2003). Because of that, ballast water was identified as a leading pathway for the introduction of nonindigenous organisms in aquatic ecosystems (Carlton *et al.*, 2011), leading to important environmental issues (Carlton, 1985; Ruiz and Carlton, 2003). Over recent decades, numerous introductions of harmful organisms have occurred in coastal temperate waters of Canada (Carlton, 1992; Bailey *et al.*, 2005a; Bailey *et al.*, 2005b). Canadian government annually spends between 130 and 345 million dollars (Colautti *et al.*, 2006; Mack *et al.*, 2000) for the monitoring and eradication of these

organisms and for the regeneration of affected ecosystems (Davis, 2004; Pimentel *et al.*, 2000).

Sea ice cover is decreasing in the Canadian Arctic due to global warming (Arctic Council, 2005), which will result in the opening of Northwest maritime routes for shipping traffic during summertime (Têtu *et al.*, 2015). This will considerably reduce travel time for ships destined for Asia (Lasserre, 2015). However, sailing conditions are expected to remain difficult compared to conventional maritime routes because of the harsh winter conditions and the presence of first year ice (Lasserre, 2015).

Exchange regulations for international vessels entering Canadian waters were implemented to limit the spread of organisms transported by ballast water (IMO, 2004). Since arrival of the zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes in 1986 (Carlton, 2008), Canada and the United States of America proposed conventions and guides in order to reduce aquatic introductions. In 1989, Canada adopted the “Voluntary Guidelines for Control of Ballast Water Discharges from Ships Proceeding to the St. Lawrence River and Great Lakes”, encouraging vessels to perform ballast water exchange (BWE). In 2000, new regulations took effect, requiring all ships entering Canadian waters to conduct BWE in the open ocean as per International Maritime Organisation (IMO) guidelines (Transport Canada, 2007; Scriven *et al.*, 2015).

Although domestic voyages are currently unregulated, most domestic vessels conduct voluntary offshore exchanges to prevent ice formation in tanks and to reduce risks of nonindigenous species (NIS) introduction (Bailey *et al.*, 2011). Ballast water transported by domestic vessels has been identified as a major pathway for movement of marine and freshwater organisms, and thus a significant vector for the spread of nonindigenous and harmful species between ports (Vierling *et al.*, 2005; Lawrence and Cordell, 2010; Briski *et al.*, 2012b; Roy *et al.*, 2012).

The transport of dinoflagellates by ballast water affects marine and coastal environments (Hallegraeff, 1998). Dinoflagellate cysts composed of dinosporin have high

environmental tolerance and can resist decomposition when not exposed to strong light (Zonneveld *et al.*, 2001). They may remain in residual ballast water and sediments and can later be resuspended and released (Doblin and Dobbs, 2006). These cysts can become active and thus present an introduction risk if they encounter suitable conditions for survival (Bravo and Figueroa, 2014; Fensome *et al.*, 1993).

The introduction of aquatic species can have severe negative impacts on marine and coastal estuarine ecosystems (Grosholz, 2002). They can affect native organisms through competition for space and resources, predation, poisoning and disruption of their habitats (Carlton 1992; NRC 1996; Hallegraeff 1998; Claudia *et al.* 2002; Sax *et al.* 2007). Several cases of introductions of dinoflagellate NIS have been observed in Oceania. Toxic specimens were found in two ports, after a strong plankton bloom (ports of Hobart in Tasmania and Adelaide in Australia) causing an increase of paralytic shellfish poisoning and mortality of certain fish and shellfish species (Anderson, *et al.*, 1989; Hallegraeff *et al.*, 1993). In Tasmania, a study by Hallegraeff (1998) noted the appearance of cysts of the toxic species *Gymnodinium catenatum* from Asia (Hallegraeff, 1991), which coincided with the beginning of the woodchip export from the South of Tasmania to Japan.

Although most domestic vessels conduct voluntary offshore ballast water exchange (Bailey *et al.*, 2011) important questions remain related to the efficacy of these exchanges. For this study, experimental surveys were carried out aboard the domestic bulk carrier *M/V Arctic*, which performs voluntary BWE (Tim Keane, shipmaster of the *M/V Arctic*, personal communication) during regular transits between Quebec City and Deception Bay (Nunavik). The aim was to evaluate monthly changes in potential dinoflagellate NIS transport and to determine efficacy of two voluntary ballast water exchange zones (Jacques Cartier Strait and the Strait of Belle Isle in the Gulf of St. Lawrence). Ballast water in three types of treatment tanks were compared over a series of monthly voyages during the open water period: 1) a control tank filled with water from Quebec City Harbour which remained unexchanged throughout the whole voyage; 2) a tank filled at the beginning with water from Quebec City Harbour and then exchanged in Jacques Cartier Strait; 3) a tank filled at

the beginning with water from Quebec City Harbour and then exchanged in the Strait of Belle Isle. Two objectives and related hypotheses were considered for the study: Objective 1 was to evaluate monthly changes in risks of introduction of dinoflagellate NIS by the *M/V Arctic* with the hypothesis that there are no significant differences in densities and diversity between months. A higher risk was expected to occur in periods corresponding to phytoplankton blooms (June-July for the summer bloom and September for the fall bloom (Dufour and Ouellet, 2007)). Objective 2 was to determine the efficacy of voluntary BWE performed by the vessel in reducing dinoflagellate densities and diversity. For both exchange, marine dinoflagellate densities and diversity were expected to be higher in exchanged tanks relative to the freshwater dinoflagellates ones in control tanks because of lower ballast water age, and therefore mortality.

Study site

The port of Deception Bay ($62^{\circ}08'46.24''\text{N}$; 74° , $41'33.49''\text{ W}$) is located on the northern tip of the province of Quebec near the Deception River, which flows into the Hudson Strait. Deception Bay is connected to the Arctic Ocean through Fox Basin to the north-northwest and connected to the Labrador Sea through Hudson and Davis Straits in the north-east. The port of Deception Bay received the second highest number of domestic merchant vessels (about 10 domestic merchant vessels per year) and volume of ballast water discharge (about $72\,000\text{ m}^3$ per year) in the Arctic between 2005-2008 (Chan *et al.*, 2012). However, none of the connecting domestic ports (Bécancour, Chicoutimi, Montreal and Quebec City) were identified as potential sources of ballast-mediated freshwater dinoflagellates NIS to Deception Bay because of environmental mismatch (Chan *et al.*, 2012).

METHODS

VESSEL DETAILS AND ROUTE

All of the surveys were carried out aboard the bulk carrier *M/V Arctic* owned by the Fednav shipping company (IMO: 7517507). The ship has a length and a beam of 220.82 and 22.93 m, respectively, and a gross register tonnage of 20 236 t. With its PC4 polar class rating (Fednav, 2017), the *M/V Arctic* is able to conduct year-round operations in thick first-year ice, which may include old ice inclusions (Minister of Fisheries and Oceans Canada and Canadian Coast Guard, 2012). The ship has seven ballast tanks on both port and starboard sides, for a maximum ballast water capacity of 28 161 m³ (**Figure 3**). The *M/V Arctic* navigates exclusively in Canadian waters between Quebec City and Deception Bay (Nunavik) in order to transport nickel ore concentrate extracted from Raglan Mine in northern Quebec (Nunavik) and supplies from Quebec City upon the return voyage.

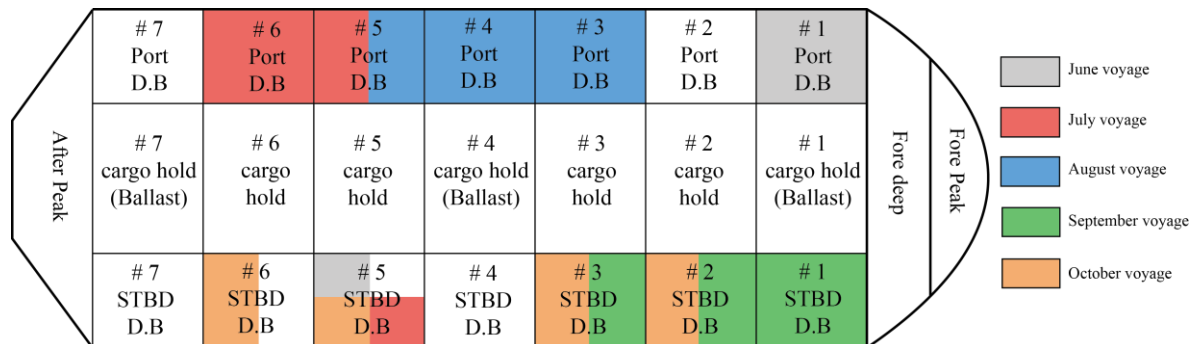


Figure 3: Layout of the ballast tanks aboard the *M/V Arctic* (Port = Port side; STBD = Starboard side; D.B. = Double bottom ballast water tank).

Sampling surveys on board the *M/V Arctic* were carried out by our team (**Table 1**) in summer 2015 (June, July and August) along the vessel's route between Quebec City and Deception Bay. However, for September and October, sampling surveys were conducted by

our team only at Quebec City Harbour and by Raglan Mine environmental technicians at Deception Bay Harbour (**Table 1**). The tanks used for sampling varied according to the trip (see **Figure 3**) and were determined by the ship's authorities.

The length of the voyages varied by month. In June, the ship left Quebec City on June 2nd 2015 for a 13-day voyage to Deception Bay Harbour. In July and August, the vessel reached Deception Bay Harbour in about 10 days. The June voyage lasted longer due to the seal hunters' clause that prevents any vessel from entering Deception Bay until June 15th 2015, thus the ship had to wait to enter the bay. Prior to each voyage, the following three types of experimental tanks were selected in collaboration with the first officer, who is responsible for ballast water management: 1) one control tank was filled with water from Quebec City Harbour. This tank was not exchanged throughout the entire voyage; 2) one treatment tank was filled at departure with water from Quebec City Harbour and then exchanged in Jacques Cartier Strait; 3) a second treatment tank was filled at departure with water from Quebec City Harbour and then exchanged in the Strait of Belle Isle. For each trip, water from both harbours was also sampled.

Table 1: Schedule of the different surveys.

Voyage	Voyage date	Departure and arrival Harbour	#Tanks used in the present study	Sampling staff
June	June, 2 nd -15 th 2015	Quebec City Deception Bay	5S: Control 3S: Jacques Cartier 1P: Belle Isle	Pascal Tremblay ¹ Nathalie Simard ² Frédéric Laget
July	July, 9 th -20 th 2015	Quebec City Deception Bay	5S: Control 5P: Jacques Cartier 6P: Belle Isle	Pascal Tremblay Frédéric Laget
August	August, 13 th -21 th 2015	Quebec City Deception Bay	4P: Control 3P: Jacques Cartier 5P: Belle Isle	Pascal Tremblay Frédéric Laget
Start-September	September, 3 th 2015	Quebec City	2S: Control 1S: Jacques Cartier 3S: Belle Isle	Pascal Tremblay Frédéric Laget
End-September	September, 30 th 2015	Quebec City	2S: Control 5S: Jacques Cartier 6S: Belle Isle	Pascal Tremblay Frédéric Laget
October	October, 11 th 2015	Deception Bay	5S: Jacques Cartier 6S: Belle Isle	Technicians from Raglan Mine

¹Pascal Tremblay is a MSc candidate student taking part to the SPERA project. He evaluates the transport of nonindigenous mesozooplankton by a domestic vessel (Tremblay, 2016).

²Nathalie Simard is a biologist at Fisheries and Oceans Canada at Institut Maurice-Lamontagne, **Mont-Joli**, QC and collaborator on the SPERA project.

BALLAST WATER SAMPLING

For all voyages, the three selected ballast tanks were filled at Quebec City Harbour and sampling started the day after ballasting. Ballast tanks were sampled before and after exchange in Jacques Cartier Strait and the Strait of Belle Isle, including the control tank. All BWE used the sequential method recommended by IMO. It is a process by which a ballast tank is first emptied and then refilled with new ballast water to achieve at least a 95 % volumetric exchange (Transport Canada, 2011). Upon arrival in Deception Bay, ballast water was collected from the three tanks and from the harbour (**Figure 4**).

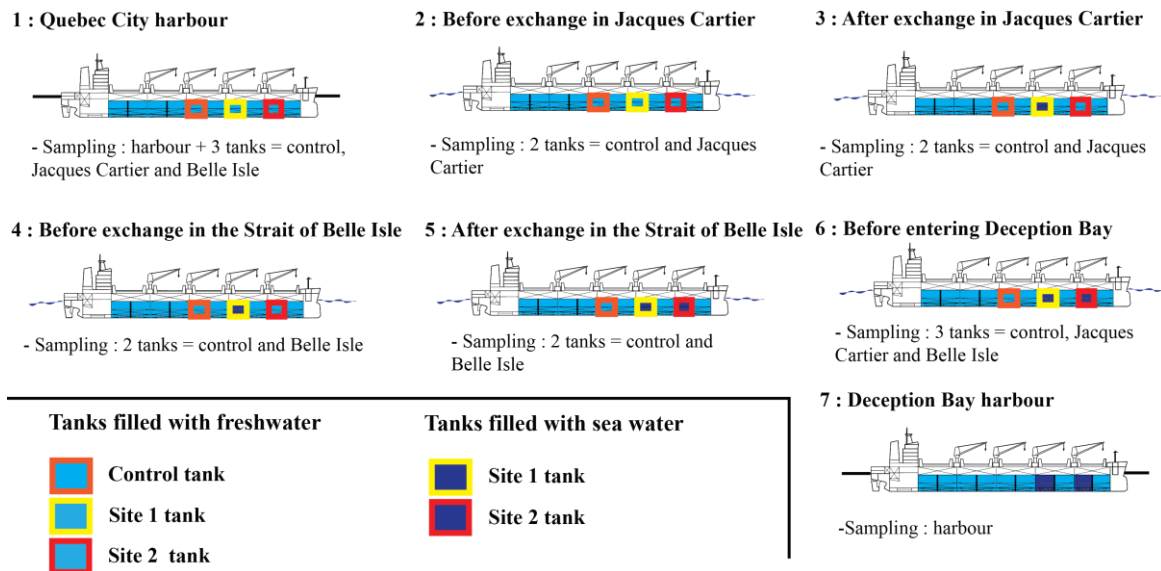


Figure 4: Layout of the ballast tanks sampled on board the *M/V Arctic*.

BALLAST TANKS SAMPLING

Prior to sampling, the depth of each ballast tank was measured with a calibrated rope. Vertical profiles were obtained in each tank using a CTD probe with auxiliary sensors (*Seabird Electronics SBE_19 plus VI #4927*) in order to evaluate physical and chemical properties of the water column (temperature, salinity, fluorescence and dissolved oxygen). The probe was first held just below the surface for a couple of minutes to allow stabilization and then lowered in the tanks at a constant speed of 1 m.s^{-1} to 1-2 m above the bottom.

DINOFLAGELLATE SAMPLING

For dinoflagellates sampling, a 20- μm plankton net was used. The filtered volume of water was estimated according to the net diameter and sampled depth (see **appendix I**). The plankton net was slowly lowered in the ballast tank to 1-2 m above the tank bottom. After a couple of seconds, it was hauled back to the surface at a constant speed of 1 m.s^{-1} . The net and its codend were thoroughly rinsed with surface or filtered water from the tank. The net was rinsed from the top-down to collect organisms that may have remained attached onto the mesh. The contents of the codend were poured onto a 20 μm mesh sieve, transferred to a 250 ml plastic bottle and preserved with 27 ml of 37 % formaldehyde solution. Sample bottles were sealed with electrical tape to prevent evaporation or spilling of content and stored away from light exposure.

LABORATORY ANALYSES

For microscopic counts and identification, all preserved samples were mixed by inverting jars at least two minutes prior to subsampling. An aliquot of 10 ml was poured in a sedimentation chamber and allowed to settle for 10 hours following Utermöhl's method (Utermöhl, 1958; Lund *et al.*, 1958). The settled phytoplankton cells were identified and enumerated using an inverted microscope (*NIKON Eclipse TE-2000-U*) at x200 magnification.

The present study only focused on mobile dinoflagellates. Dinoflagellate cysts were not identified. The enumeration and identification considered cells with and without cell content assuming they were viable when sampling took place. Taxonomic freshwater nomenclature used in this study follows Carty (2014) and Wehr and Sheath (2003). Taxonomic marine nomenclature follows Bérard-Therriault *et al.*, (1999), Throndsen *et al.*, (2007) and Dodge (1982). Estimation of dinoflagellate densities per tank was based on the following equation:

$$\text{Dinoflagellate densities (cells.ml}^{-1}\text{)} = ((\text{Counted dinoflagellate cells} \times \text{Volume of sample (L)}) / \text{Volume analysed (L)}) / \text{Volume of water filtered (L)} \times 1000$$

All the dinoflagellate cells observed in the settlement chamber were identified and counted. We were not able to know beforehand which dinoflagellate species were going to be potential nonindigenous to the Deception Bay aquatic environment. After identifying all the organisms in each sample, we were able to compare dinoflagellate species found in both exchange sites and in Deception Bay Harbour. Dinoflagellates observed in site 1 and site 2 but not observed in Deception Bay Harbour were identified (**Tables 10 and 11**). This list was compared to other lists of dinoflagellates found in Arctic regions (Richerol *et al.*, unpublished, Rochon, unpublished data) in order to determine potential NIS, species not known from eastern Canadian Arctic (**Table 12**). However further sampling campaigns should be conducted to have a better knowledge (over a period of several years) of dinoflagellates that live in Deception Bay Harbour.

STATISTICAL ANALYSES AND DESCRIPTIVE APPROACHES

The experimental design consisted of sampling tanks according to different sites and different times over the period of sampling (see **appendix II**). This study followed two scenarios: the first was characterized by a voyage without BWE, the second scenario dealt with a voyage with an exchange in Jacques Cartier Strait and an exchange in the Strait of Belle Isle. Because of operational requirements, sampling of the three tanks that was supposed to be conducted in Quebec City Harbour in June, was instead carried out before entering Jacques Cartier Strait, one day after the departure. Regardless of this constraint, we chose to consider these tanks as those sampled in Quebec City Harbour even though ballast water age was one day older. The experimental design involved repeated measures in time and because of vessel operational constraints, it was not possible to work with replicates on each voyage. It would have been necessary to sample more than one tank for each treatment (“Control”, “Site 1” and “Site 2”). This experimental design would not have been feasible with onboard operations.

Descriptive and non-parametric statistical approaches were required to explain the results. Graphical representations were used to observe differences in dinoflagellate densities and diversity recorded in samples and collected in different tanks and sites across

months. These descriptive analyses were performed using Kaleidagraph version 4.0 (Synergy Software). Statistical analyses were also performed to test hypotheses. Multivariate approaches were used to test for differences or similarities among dinoflagellate communities according to dates and locations. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) was performed using PRIMER version 6.1.11 (Clarke and Gorley, 2006) with PERMANOVA+ (Anderson, 2001). These tests were chosen because of their insensitivity to zero values and their distribution-free assumptions. For all the analyses, Quebec City Harbour values were excluded from the results as they differed from ballast water tanks that were being filled progressively over several days prior to sampling.

The “Reduced model” permutation method was used as it gives the best statistical power and the most accurate Type 1 error for complex designs. Each analysis was under unrestricted permutation of raw data using 9 999 permutations (the statistical power increases with high permutation values) and partial sums of squares.

Monte Carlo simulations were done when the number of possible permutations was low. For each PERMANOVA analysis, multidimensional scaling (MDS) was used for complementary visual analyses (Kruskal and Wish, 1978). The stress values indicates a good (< 0.5) or a poor (> 0.5) distribution of the data (Clarke and Warwick, 2001). In addition, the Analysis of Similarity (ANOSIM) test was conducted to evaluate if data were randomly distributed (R-value) and to test for differences in the taxonomic composition among groups of samples (Clarke and Green, 1988). This test was applied when univariate and multivariate analyses were used. The R-value generated by this analysis ranges from -1 to 1, with 0 meaning no difference, 1 indicating large inter-group differences and -1 indicating large intra-group differences (Clarke and Warwick, 2001). *Post-hoc* pair-wise tests (supplied by the model) were done when a significant difference was observed to see which samples were different from each other. The complement of the Bray-Curtis dissimilarity coefficient was used to produce similarity matrices (Bray and Curtis, 1957) because it is well suited for species density data and is not sensitive to the value zero, which were common in our database. Similarity Percentage analysis (SIMPER; Clarke,

1993) was also applied to support ANOSIM analyses and explain the similarity of the different levels of the factors and determine the percentage of difference among communities and which species were driving differences in community structure.

Univariate analyses (ANOVA), performed with JMP® Pro 12.0.1 examined which factors were responsible for the densities and diversity differences recorded in samples. Basic assumptions like homogeneity of variance and residuals normality, were tested with the Shapiro-Wilk index. The level of significance used for all tests was $p = 0.05$. A *post-hoc Tukey* test was then included to determine differences in densities and diversity between groups of factors. To measure the effect of ballast water age on dinoflagellate densities and diversity, linear regressions were conducted and the adjusted R^2 was examined to evaluate the strength of the relationship between dependent (densities and diversity) and independent (ballast water age) variables in the model (Ayanso, 2014).

Variables and data transformations

The analyses were conducted on dependent variables such as dinoflagellates densities and diversity expressed using the values of the Shannon-Wiener Diversity Index (H') (Estrada *et al.*, 2012). The latter incorporates both components of biodiversity such as species richness and evenness. The value of H' (with natural logarithm) ranges from 1.5 (low) to 3.5 (high) species diversity (Magurran, 2004). No transformation was applied on diversity data, because the interpretation of such transformed index would be impractical (McDonald, 2003). Transformation of data was used to meet the distributional and variance assumptions required for linear models (Quinn and Keough, 2002). Dinoflagellate densities data were transformed in various ways to answer different objectives. Raw densities data were untransformed for information concerning the whole dinoflagellate communities' species composition. Fourth root transformations were applied on density data composed of a lot of zeroes and few large values (Quinn and Keough, 2002) as it gives rare taxa a greater impact. A presence/absence transformation was required to remove all effects on densities (Quinn and Keough, 2002) and evaluate species occurrence only. Objectives 1

and 2 were separated into subsections corresponding to the different hypotheses that were tested.

OBJECTIVE 1: EVALUATE SUMMER MONTHLY VARIABILITY IN DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN BALLAST WATER TANKS OF THE *M/V ARCTIC* IN THE DEPARTURE HARBOUR (QUEBEC CITY)

- a) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES OBSERVED IN THE THREE TANKS, FILLED IN QUEBEC CITY HARBOUR (JUNE-OCTOBER, 2015)

A one-way PERMANOVA was performed on one fixed factor “Months” with five levels (June, July, August, September and October) in order to observe dinoflagellate communities (based on dinoflagellate densities and diversity) that were transported at the departure of the *M/V Arctic*. SIMPER analysis was also applied to explain the similarity of the different levels of the factors and identify which dinoflagellate taxa contributed the most to the dissimilarity among groups for the factor “Months”.

A one-way ANOVA was applied on one fixed factor “Months” with five levels (June, July, August, September and October) on both dinoflagellates densities and diversity. The summer monthly variability could be evaluated only from tanks filled in Quebec City Harbour because all three tanks were filled with the same water at the start of the voyage, and thus could be used as replicates. A *post-hoc Tukey* test was then performed to determine which months were different from each other.

- b) FRESHWATER AND MARINE DINOFLAGELLATES DENSITIES OBSERVED IN QUEBEC CITY HARBOUR (JUNE-OCTOBER, 2015)

An analysis of Quebec City Harbour dinoflagellates communities was also done by graphing freshwater and marine dinoflagellate densities found in the harbour to identify the density differences and to identify which species drove the dissimilarity across months.

OBJECTIVE 2: DETERMINE EFFICACY OF VOLUNTARY BWE PERFORMED BY THE *M/V ARCTIC* IN REDUCING DINOFLAGELLATE DENSITIES AND DIVERSITY

- a) EVALUATION OF THE POTENTIAL EFFECTS OF BALLAST WATER AGE ON DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN CONTROL TANKS AT QUEBEC CITY (JUNE-OCTOBER 2015)

The effect of voyage duration on dinoflagellate densities recorded in the control tanks was tested only for June, July and August, the months for which sampling surveys were conducted at all stations along the ship's route. Dinoflagellate densities were converted to percentages (ranks transformed data) to standardize densities among the three trips. Over the period of the study, different ballast water tanks were initially filled in Quebec City Harbour at variable times (nights and days). Given these constraints, we decided to measure the age of ballast water from the day we sampled the tanks. So the first day of sampling was considered as time "0". A linear regression was performed to test the effect of "Ballast water age" (days) on "Dinoflagellate densities" (cells.ml⁻¹) and diversity (Shannon-Wiener index) in order to examine the trend between the age of ballast water and mortality of dinoflagellates. The fixed factor "Month" with three levels ("June", "July" and "August") was included in the model. However, the interaction "Months x Ballast water age" was not included, due to the lack of replication within any given monthly voyage.

- b) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN CONTROL AND EXCHANGED TANKS IN SITE 1 AND SITE 2 BEFORE AND AFTER EXCHANGE

To evaluate changes in dinoflagellate densities between exchanged and non-exchanged tanks, samples were clustered by treatments (Before, After and Control) and compared for each site (Site 1 = Jacques Cartier and Site 2 = Belle Isle). A BACI (Before/After, Control, Impact) model was then performed (Smith *et al.*, 1993; Keough and Mapstone, 1995) with an unreplicated randomized blocks design (Quin and Keough, 2002) by adding the factor "Months" (June, July and August) as blocks.

Multivariate three-way PERMANOVA analysis was performed using Presence/absence and Fourth root transformed data. Three fixed factors were tested:

“Months” with three levels (June, July and August), “Sites” with two levels (Site 1 and Site 2) and “Treatments” with three levels (Before, After and Control).

c) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN EXCHANGED TANKS FROM SITE 1 AND SITE 2
AFTER BALLAST WATER EXCHANGE

Multivariate analyses were performed using untransformed and Presence/absence transformed dinoflagellate densities data. Two fixed factors with different levels were tested with no interactions (because of the lack of replicates within any given month-site combination): “Months” with three levels (June, July and August), and “Sites” with two levels (Site 1 and Site 2). The aim was to evaluate differences in dinoflagellate communities between both exchanged sites (Jacques Cartier Strait and the Strait of Belle Isle).

d) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN TANKS AFTER EXCHANGE IN SITE 1 AND SITE 2
AND IN THE SAME TANKS UPON ARRIVAL IN DECEPTION BAY HARBOUR

Graphical representations were performed to identify the months and sites that were characterized by high dinoflagellate densities after exchange and upon arrival in Deception Bay. The aim was to know if the vessel transported high dinoflagellate densities to the destination harbour. Multivariate analyses were executed using Presence/absence and Fourth root transformed dinoflagellate densities data. Three fixed factors were tested: “Months” with three levels (June, July and August), “Sites” with two levels (Site 1 and Site 2) and Treatments with two levels (Before and After). Interactions between factors were included because samples were considered pseudo-replicates.

e) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN THE THREE TANKS (SITE 1, SITE 2 AND CONTROL)
BEFORE DEBALLASTING IN DECEPTION BAY

A two-way ANOVA was performed to evaluate differences in discharge densities under different exchange scenarios. The first scenario dealt with a voyage without BWE (tested in “Control” tank). The second scenario dealt with a voyage with an exchange in Jacques Cartier Strait, and the third scenario, with an exchange in the Strait of Belle Isle.

Two fixed factors were applied: “Months” with three levels (June, July and August) and “Tanks” with three levels (Site 1, Site 2 and Control). The interaction “Months x Tanks” was not included, due to the lack of replication within any given monthly voyage. In cases where there was a significant effect, *post-hoc Tukey* tests were performed to assess differences in mean densities between “Sites”. Multivariate analysis (two-way PERMANOVA) was performed on Fourth root transformed dinoflagellate density data in order to test for differences between sites. Similarity Percentage analysis (SIMPER) was also applied to identify similarity among “Tanks”.

f) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN EXCHANGED TANKS PRIOR TO DEBALLASTING IN DECEPTION BAY AND DECEPTION BAY HARBOUR

A two-way PERMANOVA was performed on Presence/absence transformed dinoflagellate density data. Two fixed factors with different levels were tested: “Months” with three levels (June, July and August), and “Sites” with three levels (Site 1, Site 2 and Deception Bay Harbour). The interaction was included in this analysis. The aim was to evaluate differences in dinoflagellate communities (occurrence of species) between both exchanged sites and Deception Bay Harbour.

g) DINOFLAGELLATE TAXA PRESENT IN BOTH EXCHANGE ZONES, AND ABSENT IN DECEPTION BAY HARBOUR

A list of dinoflagellate taxa was created to compare taxa that were found in both exchange sites tanks and in Deception Bay Harbour (see **appendix III**). The aim was to identify potential NIS that could possibly be introduced in Deception Bay.

RESULTS

The *M/V Arctic* was sampled during five different surveys between June and October 2015. BWE was performed in both Jacques Cartier Strait and the Strait of Belle Isle. Locations of BWE are presented in a map (see **appendix IV**). The database of freshwater and marine dinoflagellate densities recorded in harbours and tanks prior to arrival to Deception Bay from June to October is shown in **appendix V**. Common freshwater and marine dinoflagellate taxa are illustrated in **Figures 24 and 25**. In addition, an overview of total proportions of taxa of native and NIS marine taxa found in control tanks, versus exchange tanks by area is provided in **Tables 13 and 14**.

OBJECTIVE 1: SUMMER MONTHLY VARIABILITY IN DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN BALLAST WATER TANKS OF THE *M/V ARCTIC* IN THE DEPARTURE HARBOUR (QUEBEC CITY)

a) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES OBSERVED IN THE THREE TANKS FILLED IN QUEBEC CITY HARBOUR (JUNE-OCTOBER, 2015)

Mean dinoflagellate densities and diversity in tanks filled in Quebec City differed significantly across months from June to October (ANOVA, $p < 0.05$; **Table 2**) with higher densities in July (**Figure 5, A**) and higher diversity in June and July relative to the other months (**Figure 5, B**). Monthly variations in dinoflagellate communities based on densities (untransformed data) and diversity (Presence/absence transformed data) were also observed (PERMANOVA, $p < 0.05$, R-values = 0.852 and 0.757, respectively; **Table 3, Figures 6 and 7**), however follow up pairwise comparisons among months were significant (almost $p < 0.05$, t-values = 0.89-5.14 and 1.21-2.97, respectively; **Table 3**).

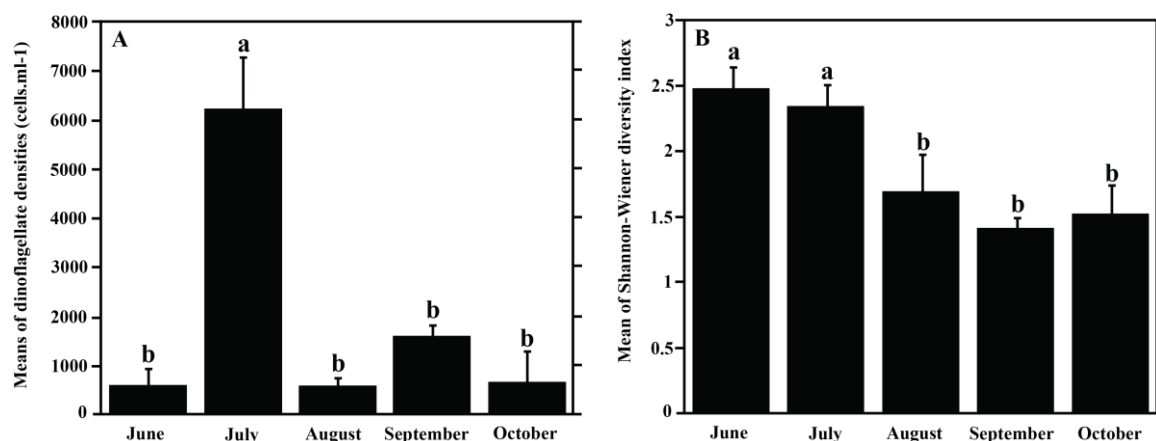


Figure 5: Means of dinoflagellate densities (A) and diversity (B) (+ standard error) present in the three tanks sampled in Quebec City according to months. Levels identified by the same letter do not differ significantly.

Table 2: Results of ANOVA for Objective 1.a. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo = factor Months (Anderson *et al.*, 2008).

Obj1 – Comparison of dinoflagellate communities observed in the three tanks, filled in Quebec City Harbour (June-October, 2015)				
ANOVA – Dinoflagellate densities – Square root transformed				
Source	df	SS	Pseudo-F	Prob. > F
Mo	4	6808.49	33.3904	< 0.0001
Residuals	10	509.76		
Total	14	7318.25		
ANOVA – Shannon-Wiener diversity index				
Source	df	SS	Pseudo-F	Prob. > F
Mo	4	2.89	20.83	< 0.0001
Residuals	10	0.35		
Total	14	3.24		

Freshwater dinoflagellates *Peridiniopsis elpatiewskyi*, *Peridiniopsis cunningtonii*, *Thompsodinium intermedium*, *Peridiniopsis* sp., *Peridiniopsis quadridens* and *Peridiniopsis penardii* were responsible for 73 % of the dissimilarity (SIMPER analysis) between both “June” and “July” groups. This is mainly explained by the average abundances of these taxa, which were higher in July and lower in June. The assemblages in June was also distinct in that it contained marine dinoflagellates, such as the genus *Dinophysis*, *Protoperidinium* and *Tripes*, which were not observed in the other months. The remaining months (August, September and October) tended to be more similar to each

other (SIMPER, dissimilarity percentage for “August - September” = 38 %; “August - October” = 52 %, “September – October” = 39 %).

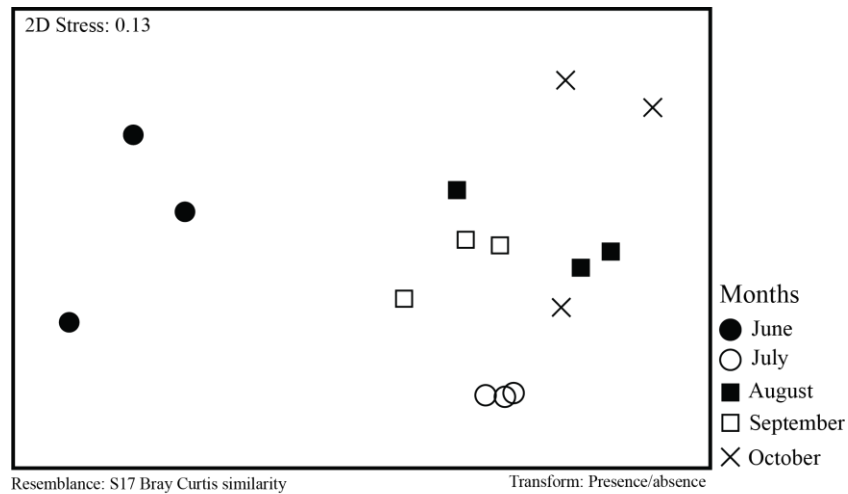


Figure 6: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating the occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in the three tanks sampled in Quebec City over the sampling period.

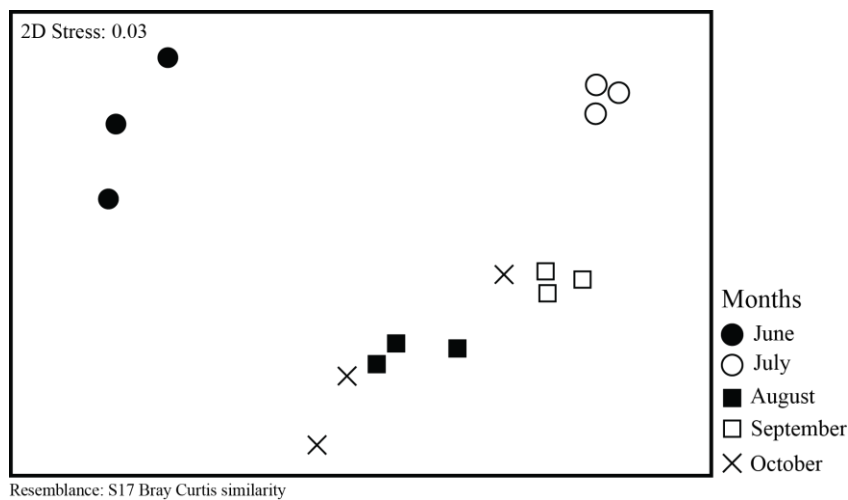


Figure 7: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were untransformed) recorded in the three tanks sampled in Quebec City over the sampling period.

Table 3: Results of PERMANOVA and pair-wise tests for Objective 1.a. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo = factor Months; P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value (Anderson *et al.*, 2008).

Obj1– Comparison of dinoflagellate communities observed into the three tanks, filled in Quebec City Harbour (June-October, 2015)						
Permanova - Untransformed data						
Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Mo	4	30862	8.8808	0.0001	9883	0.0001
Residuals	10	8687.2				
Total	14	39550				
Pair-wise test - Untransformed data						
Groups	t	P(perm)	Unique perms	P (MC)		
June - July	3.88	0.1045	10	0.0031		
June -August	3.10	0.0991	10	0.0065		
June - September	4.06	0.0967	10	0.0028		
June - October	2.31	0.097	10	0.0175		
July - August	4.36	0.099	10	0.0022		
July - September	5.14	0.095	10	0.0008		
July - October	2.79	0.093	10	0.0154		
August - September	3.39	0.097	10	0.0051		
August - October	0.89	0.604	10	0.0506		
September - October	2.08	0.099	10	0.0690		
Permanova - Presence/absence						
Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Mo	4	17575	5.1034	0.0001	9876	0.0001
Residuals	10	8609.5				
Total	14	26185				
Pair-wise test - Untransformed data						
Groups	t	P(perm)	Unique perms	P (MC)		
June - July	2.97	0.099	10	0.0075		
June -August	2.32	0.1013	10	0.0171		
June - September	2.99	0.1014	10	0.0070		
June - October	2.50	0.0992	10	0.0153		
July - August	1.54	0.1038	10	0.1168		
July - September	2.83	0.1031	10	0.0113		
July - October	2.32	0.0978	10	0.0347		
August - September	1.81	0.0983	10	0.0678		
August - October	1.21	0.2972	10	0.2598		
September - October	1.98	0.1010	10	0.0518		

b) FRESHWATER AND MARINE DINOFLAGELLATES DENSITIES OBSERVED IN QUEBEC CITY HARBOUR (JUNE-OCTOBER, 2015)

Freshwater and marine dinoflagellates were found in samples collected in Quebec City Harbour throughout the period of sampling. Freshwater and marine dinoflagellates represented 36 % and 64 % of the total densities for June (Freshwater and marine densities: 920 and 1627 cells.ml⁻¹, respectively; **Figure 8**). This is mainly explained by the presence of *Protoperidinium depressum*, *Tripes longipes* and *Dinophysis norvegica* (SIMPER analysis). The remaining months, with the exception of September, were characterized by the presence of marine dinoflagellates with lower densities and with greater abundance of freshwater species (July, August and October: 530 cells.ml⁻¹, 1590 cells.ml⁻¹ and 71 cells.ml⁻¹, respectively; **Figure 8**).

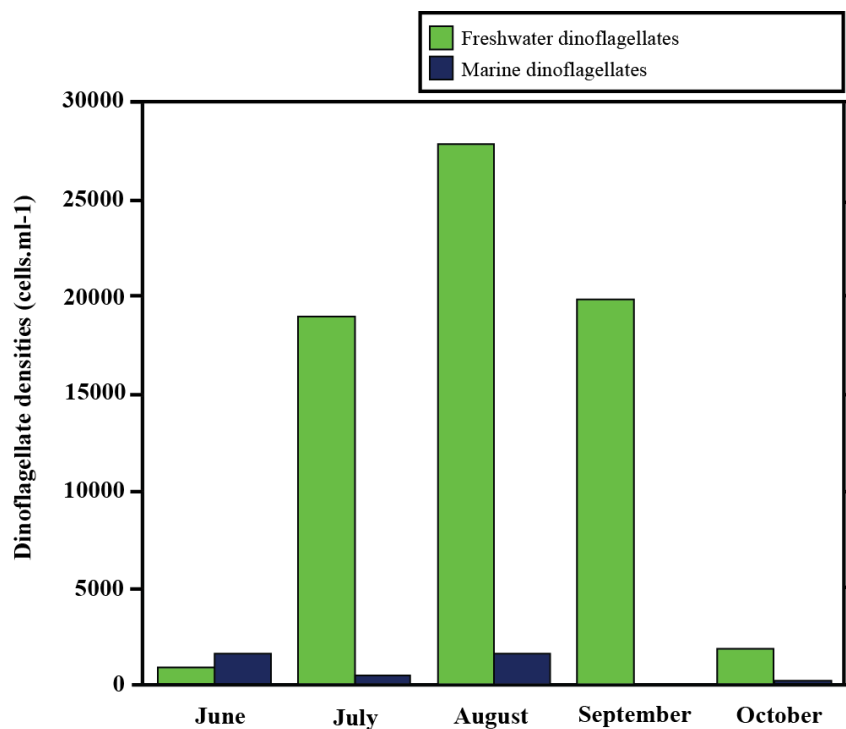


Figure 8: Freshwater and marine dinoflagellates densities in Quebec City Harbour over the period of sampling.

OBJECTIVE 2: DETERMINE EFFICACY OF VOLUNTARY BWE PERFORMED BY THE *M/V ARCTIC* IN REDUCING DINOFLAGELLATE DENSITIES AND DIVERSITY

- a) EVALUATION OF THE POTENTIAL EFFECTS OF BALLAST WATER AGE ON DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN CONTROL TANKS AT QUEBEC CITY (JUNE-OCTOBER 2015)

Densities in the control tanks were highest at day 0 (July: 5 186 cells.ml⁻¹ and August: 462 cells.ml⁻¹; **Figure 9**) and then decreased sharply by the first sampling time period before exchange was conducted at Site 1 (1 day for July: 197 cells.ml⁻¹ and 5 days for August: 128 cells.ml⁻¹; **Figure 9**). Following this initial decline, dinoflagellate densities fluctuated at very low levels over the remaining two sampling periods after ballast exchange and upon arrival in the port at Deception Bay (mean of 344 cells.ml⁻¹; 137 cells.ml⁻¹ and 118 cells.ml⁻¹ for June, July and August respectively). This results in a significant relationship with ballast water age when considered over the entire voyage (ANOVA, $p < 0.05$; R^2 adjusted = 0.63; **Table 4**).

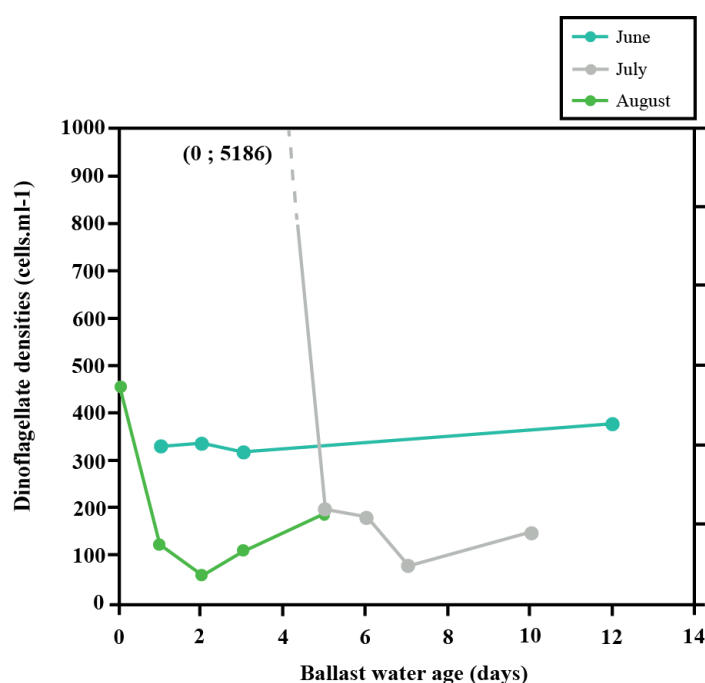


Figure 9: Dinoflagellate densities recorded in “Control” tanks depending on ballast water age over the voyages in June, July and August. Note: the “Control” tank was not sampled in June because of logistical issues.

Table 4: Results of ANOVA for Objective 2.a. SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson *et al.*, 2008). Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$).

Obj2 – a) Evaluation of the potential effects of ballast water age on dinoflagellate densities and diversity					
ANOVA - Dinoflagellate densities					
Source	df	SS	Pseudo-F	Prob. > F	R ²
Model	3	17628.644	3.9994	0.0152	0.63
Residuals	10	10255.356			
Total	13	27884.000			
ANOVA - Shannon-Wiener diversity index					
Source	df	SS	Pseudo-F	Prob. > F	R ²
Model	3	2.850	6.887	0.0085	0.67
Residuals	10	1.381			
Total	13	4.235			

Diversity in the control tanks was also highest at day 0 (July: 2.3 and August: 2.2) (**Figure 10**) and then decreased slowly by the first sampling time period before exchange was conducted at Site 1 (5 days for July and 1 day for August; **Figure 10**). Following this initial decline, dinoflagellate diversity increased in July and decreased in August by the sampling time after the tank in Site 1 had been exchanged (2.3 and 0.7, respectively). Dinoflagellate species were more diversified after ballast exchange in Site 2 and upon arrival in the port at Deception Bay (mean of 2.5; 2.0 and 1.5 for June, July and August respectively). Dinoflagellates diversity showed a significant decreasing trend with ballast water age (ANOVA, $p < 0.05$; R^2 adjusted = 0.67; **Table 4**).

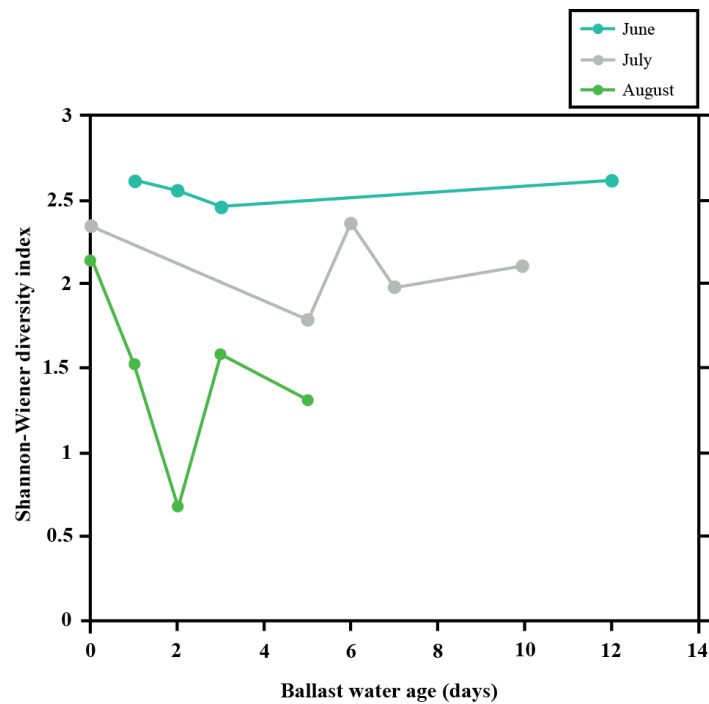


Figure 10: Dinoflagellate diversity recorded in “Control” tanks in relation with ballast water age over the voyages in June, July and August. Note: the “Control” tank was not sampled in June because of logistical issues.

b) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN CONTROL AND EXCHANGED TANKS IN SITE 1 AND SITE 2 BEFORE AND AFTER EXCHANGE

Randomized block results showed that there were significant differences in dinoflagellate species composition based on densities and Presence/absence data, respectively (PERMANOVA, $p < 0.05$, R-value = 0.549 and 0.406, respectively; **Figures 11-12; Table 5**).

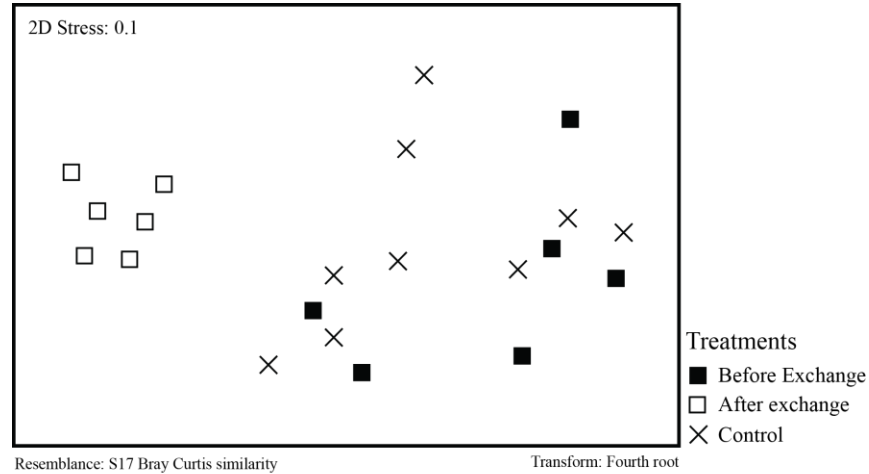


Figure 11: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were Fourth root transformed) recorded in exchanged and control tanks according to the factor “Treatments” in June, July and August.

Post-hoc pair-wise tests revealed that dinoflagellate community composition did not differ in “before exchange” and “control” tanks (PERMANOVA, $p > 0.05$; **Table 5**). However, species in “after exchange” tanks differed substantially from the controls (PERMANOVA, $p < 0.05$; **Table 5**).

Table 5: Results of PERMANOVA crossed tests and pair-wise tests for Objective 2.b. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo x Si = Interaction term for the factors Months (Mo) and Sites (Si); Mo x Tr = Interaction term for the factors Months (Mo) and treatments (Tr); Si x Tr = Interaction term for the factors Sites (Si) and Treatments (Tr); P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SL= Significance level; PP= Possible Permutations; AP= Actual Permutations; NO: Number Observed (Anderson *et al.*, 2008).

Obj2 – b) Dinoflagellate communities in control and exchanged tanks in Site 1 and Site 2 before and after exchange

Permanova - Fourth root						
Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Months	2	10515	2.9263	0.0176	9940	0.0253
Sites	1	1139.8	0.63439	0.6765	9953	0.6364
Treatments	2	24323	6.7689	0.0033	9936	0.003
MoxSi	2	2973.6	0.8275	0.6251	9951	0.5928
MoxTr	4	10805	1.5035	0.1198	9911	0.1506
Si x Tr	2	2566.9	0.7144	0.6962	9944	0.6689
MoxSixTr	4	4758.7	0.6622	0.8588	9925	0.8318
Residuals	6	10780				
Total	23	70786				

Pair-wise test - Fourth root

Groups	t	P(perm)	Perms	P(MC)
Before-Exchange, Control	1.1962	0.2317	9748	0.2484
Before-Exchange, After-Exchange	No test			
Control, After-Exchange	3.2569	0.0013	9736	0.0014

Permanova - Presence/absence

Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Months	2	10024	2.8872	0.0180	9946	0.0303
Sites	1	1136.1	0.6545	0.6512	9949	0.6196
Treatments	2	20080	5.7839	0.0038	9936	0.0047
MoxSi	2	2953.3	0.8507	0.5898	9958	0.5747
MoxTr	4	9698.6	1.3968	0.1631	9924	0.2016
SixTr	2	2279	0.6565	0.7298	9952	0.7023
MoxSixTr	4	4696.5	0.6764	0.8320	9927	0.8017
Residuals	6	10415				
Total	23	64128				

Pair-wise test - Presence/absence

Groups	t	P(perm)	Perms	P(MC)
Before-Exchange, Control	1.1957	0.2337	9762	0.2570
Before-Exchange, After-Exchange	No test			
Control, After-Exchange	2.8673	0.0018	9764	0.0032

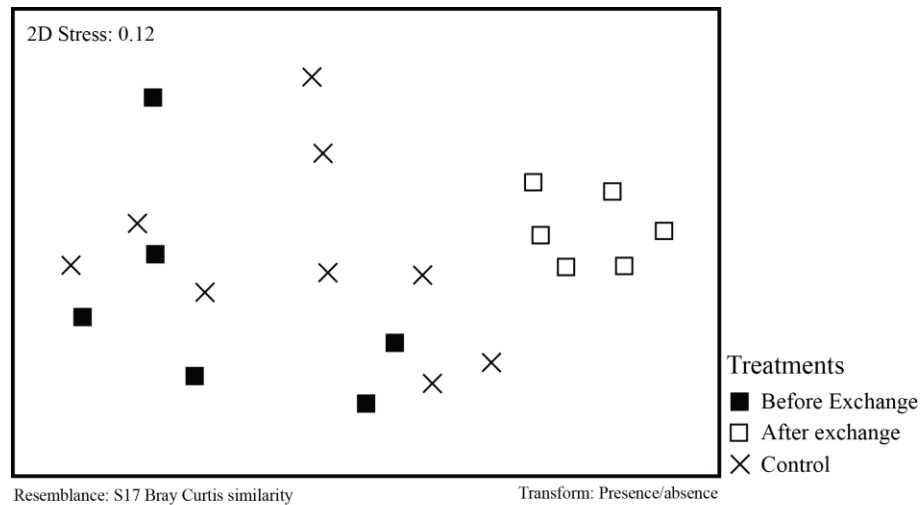


Figure 12: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in exchanged and control tanks according to the factor “Treatments” in June, July and August.

c) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN EXCHANGED TANKS FROM SITE 1 AND SITE 2 AFTER BALLAST WATER EXCHANGE

There were no significant differences in dinoflagellate community structure of ballast water from the two exchange sites based on densities (PERMANOVA, $p > 0.05$; R-value = -0.259; **Table 6, Figure 13**) and species occurrence (PERMANOVA, $p > 0.05$; R-value = -0.593; **Table 6, Figure 14**).

Table 6: Results of PERMANOVA crossed tests and pair-wise tests for Objective 2.c. P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson *et al.*, 2008).

Obj2 – c) Dinoflagellate communities in exchanged tanks from Site 1 and Site 2 after water ballast exchange						
Permanova – Untransformed						
Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Months	2	6895.2	2.5761	0.0984	60	0.1451
Sites	1	981.05	0.7331	0.5711	38	0.5342
Residuals	2	2676.6				
Total	5	10553				
Permanova – Presence/absence						
Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Months	2	3713.7	2.3412	0.1004	60	0.1509
Sites	1	344.4	0.4590	0.7215	38	0.6882
Residuals	2	1500.8				
Total	5	5359				

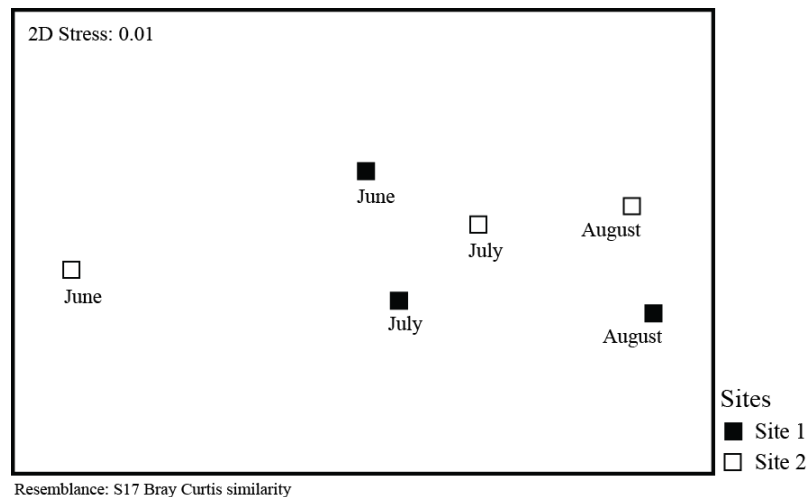


Figure 13: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were untransformed) recorded in tanks after exchange in sites 1 and 2 according to the factor “Sites” in June, July and August.

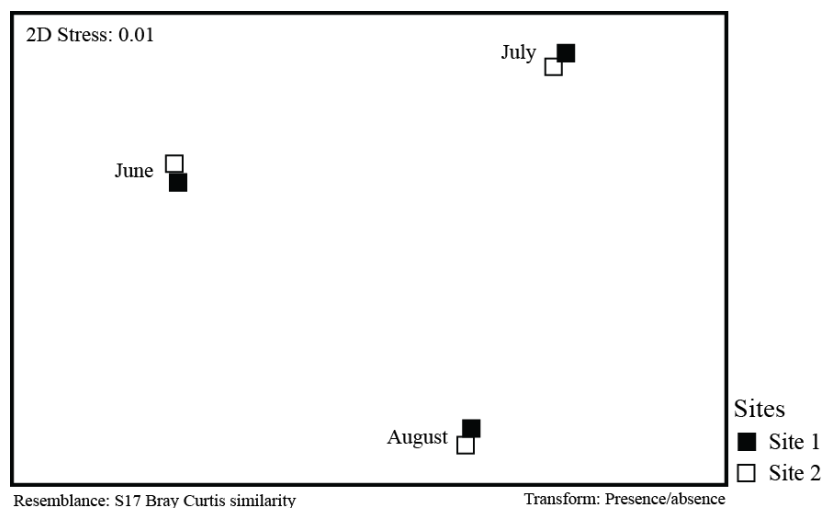


Figure 14: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence) recorded in tanks after exchange in sites 1 and 2 according to the factor “Sites” in June, July and August.

d) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN TANKS AFTER EXCHANGE IN SITE 1 AND SITE 2
AND IN THE SAME TANKS UPON ARRIVAL IN DECEPTION BAY HARBOUR

Dinoflagellate densities were the highest when exchange was conducted in Site 1 in July (46 287 cells.ml⁻¹) and in the Site 1 tank upon arrival to Deception Bay in August (65 734 cells.ml⁻¹). Densities remained high between the exchange conducted in Site 2 and upon arrival to Deception Bay in August (30 470 and 30 212 cells.ml⁻¹, respectively; **Figure 15**). Variations in dinoflagellate densities (Fourth Root transformed data) were observed according to “Months” (PERMANOVA, $p < 0.05$; R-value = 0.725; **Table 7**). No significant effects were observed on factor “Sites” (PERMANOVA, $p > 0.05$; R-value = 0.024; **Table 7, Figure 16**).

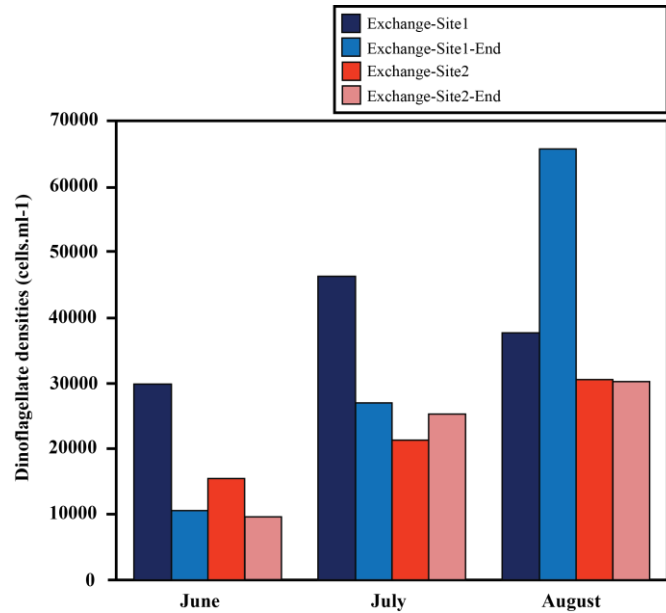


Figure 15: Dinoflagellate densities recorded in tanks after exchange at Site 1 and Site 2 and in the same tanks prior to deballasting according to June, July and August voyages.

Table 7: Results of PERMANOVA crossed tests for Objective 2.d. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). Mo x Si = Interaction term for the factors Months (Mo), Sites (Si) and Treatments (Tr); P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson *et al.*, 2008).

Obj2 – d) Dinoflagellate communities in exchanged tanks after exchange in Site 1 and Site 2 and in the same tanks upon arrival in Deception Bay Harbour

Permanova – Fourth root

Source	df	SS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Mo	2	5766	5.2468	0.0346	6903	0.0398
Si	1	673.46	1.2256	0.3794	9440	0.3798
Tr	1	749.59	1.3642	0.3418	9437	0.3414
MoxSi	2	1362.0	1.2394	0.3864	9931	0.4041
MoxTr	2	1665.9	1.5159	0.2884	9947	0.2980
SixTr	1	350.48	0.6378	0.6239	2078	0.5986
Residuals	2	1098.9				
Total	11	11666				

Permanova – Presence/absence

Source	df	SS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Mo	2	4403.5	3.4151	0.0793	6904	0.087
Si	1	648.63	1.0061	0.4361	9409	0.4469
Treatments	1	586.65	0.9091	0.4853	9431	0.4835
MoxSi	2	1170.8	0.9071	0.5428	9950	0.5326
MoxTr	2	2015.1	1.5628	0.2907	9947	0.2971
SixTr	1	300.9	0.4668	0.7307	2058	0.7003
Residuals	2	1289.4				
Total	11	10415				

Dinoflagellate diversity varied across months (Shannon- Winner index mean = 2.0) showing a general decrease between June and August (**Figure 17**). In addition, the multivariate analysis revealed that dinoflagellate species composition based on occurrence did not differ among “Sites” (PERMANOVA, $p > 0.05$; R-value = -0.061; **Table 7**; **Figure 18**).

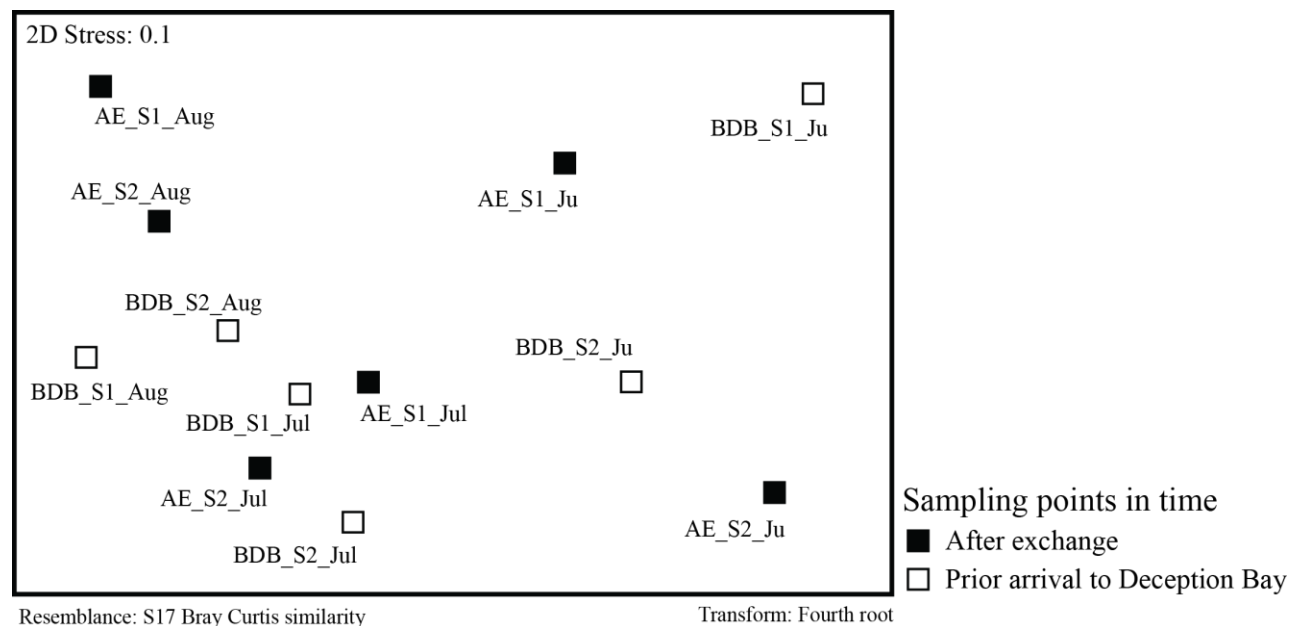


Figure 16: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were Fourth root transformed) recorded in tanks after exchange (AE) at Site 1 (S1) and Site 2 (S2) and in the same tanks prior to deballasting in Deception Bay (BDB) according to June (Ju), July (Jul) and August (Aug) voyages.

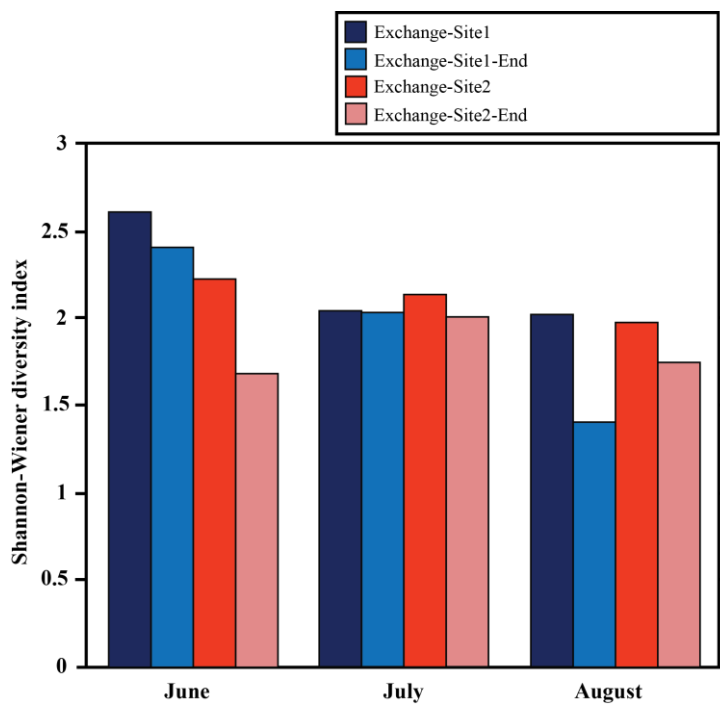


Figure 17: Dinoflagellate diversity recorded in tanks after exchange at Site 1 and Site 2 and in the same tanks prior to deballasting according to June, July and August voyages.

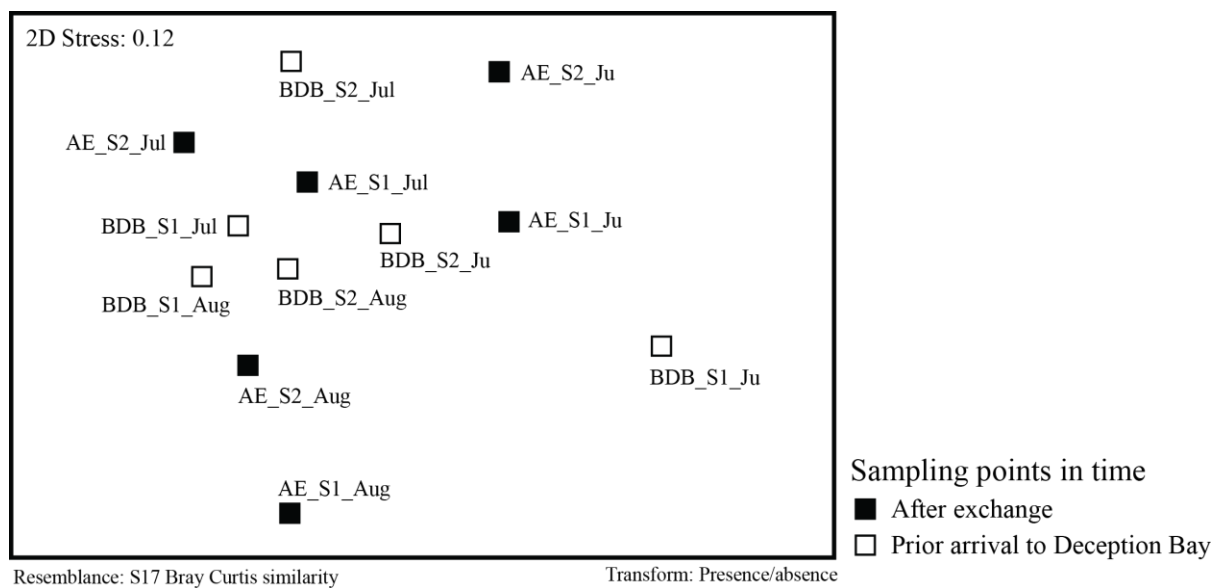


Figure 18: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in tanks after exchange (AE) at Site 1 (S1) and Site 2 (S2) and in the same tanks prior to deballasting in Deception Bay (BDB) according to June (Ju), July (Jul) and August (Aug) voyages.

e) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN THE THREE TANKS (SITE 1 , SITE 2 AND CONTROL) PRIOR TO DEBALLASTING IN DECEPTION BAY HARBOUR

Dinoflagellate densities in exchanged Site 1 and Site 2 tanks increased over the period of the sampling and peaked in August (65 734 and 30 212 cells.ml⁻¹, respectively; **Figure 19, A**). Dinoflagellates diversity fluctuated among tanks and between months. Values were always higher in Control tanks in June (2.6) and in July (2.1). In contrast to dinoflagellate densities, the Shannon-Wiener diversity index decreased in Site 1 from June (2.4) through to August (1.4) (**Figure 19, B**).

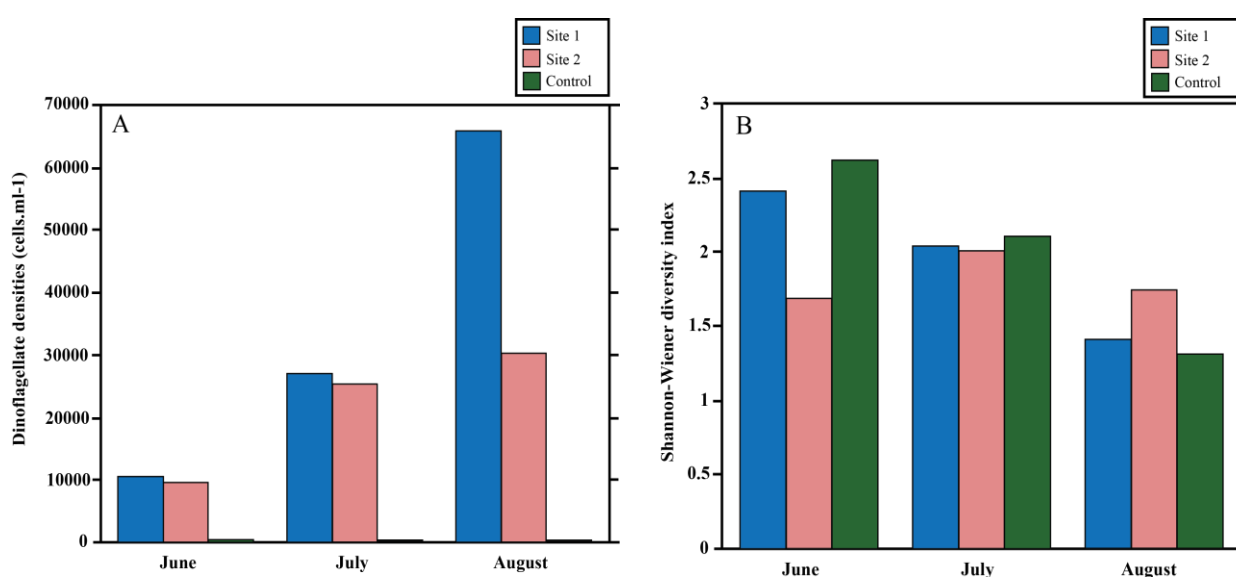


Figure 19: Dinoflagellate densities (A) and diversity (B) recorded in tanks upon arrival to Deception Bay for June, July and August voyages.

Dinoflagellate densities (“log” transformed data) among sites (ANOVA, $p < 0.05$; **Table 8, Figure 20**) with significantly higher dinoflagellate densities in exchanged sites (1 and 2) relative to controls (34 500 cells.ml⁻¹, 21 700 cells.ml⁻¹ and 237 cells.ml⁻¹, respectively; **Figure 20**). However, there were no significant pairwise differences between the two exchange sites (Tukey test; $p < 0.05$; **Table 8; Figure 21**). Dinoflagellates diversity did not differ significantly among sites (ANOVA, $p > 0.05$; **Table 8**).

Table 8: Results of ANOVA and PERMANOVA with pair-wise test for Objective 2.e. Values in bold indicate significant differences ($p < 0.05$). SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson *et al.*, 2008).

Obj2 – e) Dinoflagellate communities in the three tanks (Control, Site 1 and Site 2) prior to deballasting in Deception Bay Harbour

ANOVA – log transformed dinoflagellate densities data

Source	df	SS	Rapport F	Prob. > F
Model	4	8.3294	21.6759	0.0057
Residuals	4	0.3842		
Total	8	8.7137		

ANOVA – Shannon-Wiener diversity index

Source	df	SS	Rapport F	Prob. > F
Model	4	0.9760	1.8412	0.2844
Residuals	4	0.5301		
Total	8	1.5061		

PERMANOVA – Fourth root transformed

Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Months	2	4762	1.3642	0.2324	6126	0.2821
Tanks	2	8587.9	2.4602	0.0381	6115	0.0927
Residuals	4	6981.4	1745.4			
Total	8	20331				

Pair-wise Tests

Actual Groups	R-value	Significance level%	Permutation observed
Site 1, Site 2	-0.094	74.3	35
Site 1, Control	0.759	2.9	35
Site 2, Control	0.722	2.9	35

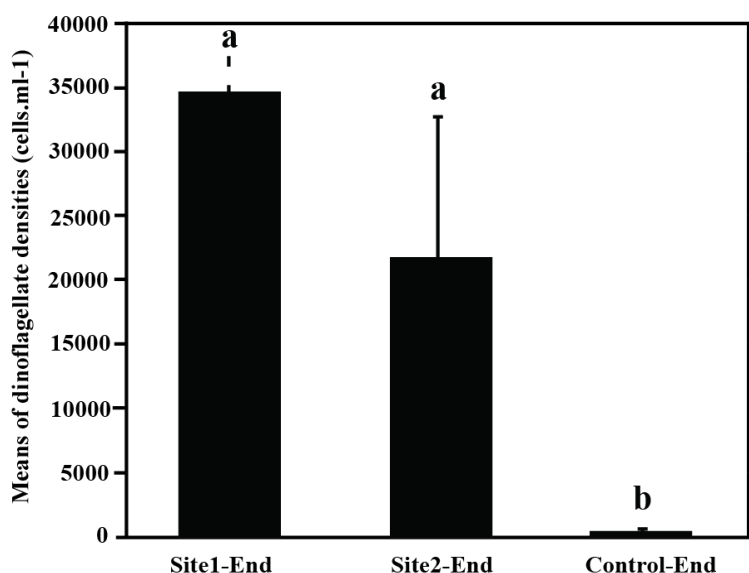


Figure 20: Mean of dinoflagellate densities present in the three tank sampled prior arrival to Deception Bay during the June, July and August voyages. Levels identified by the same letter do not differ significantly.

Likewise, dinoflagellate communities differed between tanks (PERMANOVA, $p < 0.05$, R-value = 0.325; **Table 8**), however *post-hoc* pair-wise tests revealed that there were no significant differences between both sites (ANOSIM, R-value = -0.094, **Table 8**), but there were differences between communities in the exchange tanks versus control tanks (Site1-Control and Site2-control, R-values = 0.759 and 0.722, respectively; **Table 8**; **Figure 21**). SIMPER analysis indicated that Site 1 and 2 tanks had 85 % and 84 % dissimilarity with the Control tank respectively driven by the high densities of *Dinophysis norvegica*, *Ornithocercus* cf. *magnificus*, *Protoperidinium crassipes*, *Protoperidinium curtipes* and *Protoperidinium mite*.

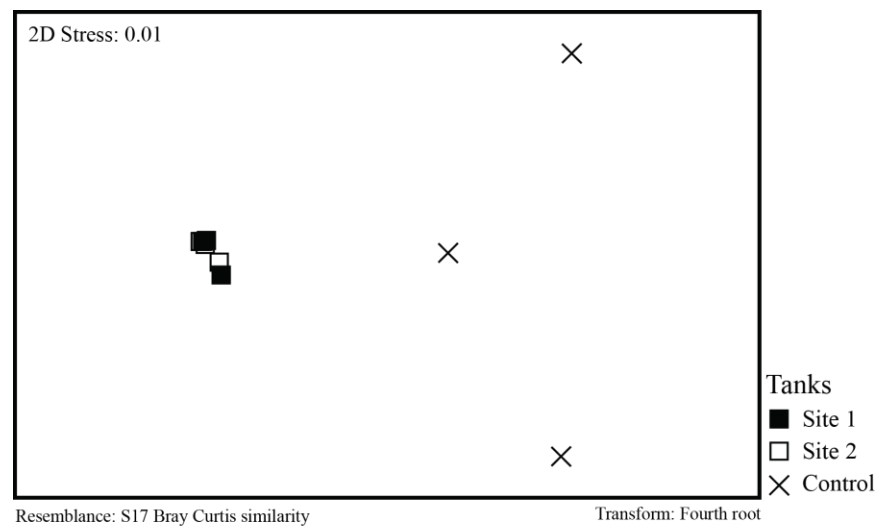


Figure 21: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating dinoflagellate densities (data were Fourth root transformed) recorded in the three tanks sampled prior arrival to Deception Bay according to the factor “Tanks” in June, July and August.

f) DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN EXCHANGED TANKS PRIOR TO DEBALLASTING IN DECEPTION BAY AS COMPARED TO DECEPTION BAY HARBOUR

Upon arrival at destination, dinoflagellate species occurrence (Presence/absence transformed data) was not significantly different (**Figure 22**) between exchanged tanks and Deception Bay Harbour (PERMANOVA, $p > 0.05$; R-value = 0.045; **Table 10**).

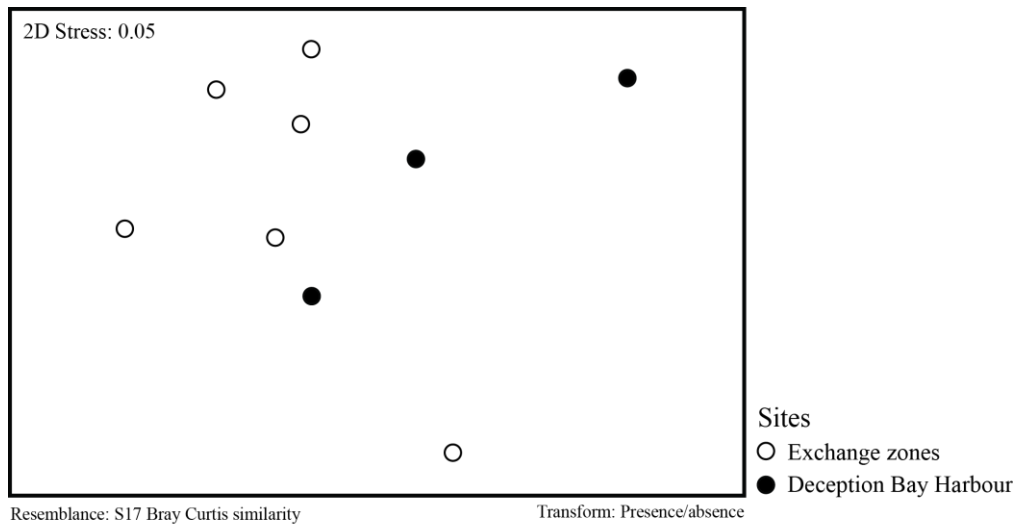


Figure 22: Non-metric multi-dimensional scaling ordination illustrating occurrence of dinoflagellate taxa (data were Presence/absence transformed) recorded in tanks sampled prior to arrival to Deception Bay and in Deception Bay harbor in June, July and August.

Table 9: Results of PERMANOVA for Objective 2.f. Mo x Si = Interaction term for the factors Months (Mo) and Sites (Si); P(Perm) = permutation P-value; P(MC) = Monte Carlo asymptotic P-value; SS= Sum of Squares; df = degrees of freedom (Anderson *et al.*, 2008).

Obj2 – f) Dinoflagellate communities in exchanged tanks prior to deballasting in Deception Bay and Deception Bay harbour

Permanova – Presence/absence transformed data						
Source	df	SS	PseudoF	P(perm)	perms	P(MC)
Mo	2	2658.0	2.6319	0.0800	5524	0.1086
Si	1	1197.9	2.3722	0.1250	266	0.1526
MoxSi	2	2134.4	2.1134	0.1264	5430	0.1592
Residuals	3	1514.9				
Total	8	7744.6				

g) DINOFLAGELLATE TAXA PRESENT IN BOTH EXCHANGE SITES, AND ABSENT IN DECEPTION BAY HARBOUR

The total number of marine taxa found in exchanged sites (N= 81) was higher than total number of marine taxa found in Deception Bay Harbour (N= 34) (**Appendix V**). Most taxa found in exchange zones were also present in Deception Bay Harbour (N = 28) (**Appendix V**). Those that were found in exchange zones, but not in Deception Bay were listed and compared to existing taxa lists of marine dinoflagellates from eastern Canadian Arctic (N = 27) marine dinoflagellate taxa; **Tables 10 and 11**) taking into consideration that samples were collected only near the port, and thus not representative of the global environment in Deception Bay.

Table 10: List of taxa are found in exchange Sites 1 and 2, but not in Deception Bay Harbour (columns show identified taxa and mean densities over the study period). (*Taxa not observed in Deception Bay Harbour, but present throughout the Canadian Arctic (Rochon, unpublished data, OBIS, 2016)). (☒ Harmful taxa (IOC-UNESCO, 2016)), (Bold species are potential NIS, not known in eastern Canadian Arctic).

Species found in exchanged zones but not in Deception Bay Harbour	Mean of densities (cells.ml ⁻¹)
<i>Actiniscus pentasterias</i> *	2
<i>Alexandrium tamarense</i> *☒	4
<i>Boreadinium cf. pisiforme</i>	3
<i>Dinophysis acuta</i> *☒	81
<i>Dinophysis caudata</i> *☒	12
<i>Dinophysis dens</i>	77
<i>Dinophysis</i> sp.*	26
<i>Diplopsalis</i> sp.*	2
<i>Glenodinium cf. pilula</i>	8
<i>Gonyaulax cf. scrippsae</i> *	10
<i>Gonyaulax cf. polygramma</i> ☒	2
<i>Gymnodinium cf. pygmaeum</i> *	2
<i>Gyrodinium aff. Gyrodinium aciculatum</i>	8
<i>Heterocapsa triquetra</i> *	2
<i>Phalacroma</i> sp.*☒	4
<i>Protoperidinium excentricum</i>	2
<i>Protoperidinium leonis</i>	19

Table 11: Suite of the list of taxa are found in exchange Sites 1 and 2, but not in Deception Bay Harbour.

Species found in exchanged zones but not in Deception Bay Harbour	Mean of densities (cells.ml ⁻¹)
<i>Protoperidinium minutum</i>	226
<i>Protoperidinium oblongum</i>	2
<i>Protoperidinium obtusum</i>	1
<i>Protoperidinium pentagonum</i> *	3
<i>Protoperidinium saltans</i>	11
<i>Scrippsiella</i> sp. 1*	8
<i>Tripos furca</i> *	128
<i>Tripos lineatum</i> *	85
<i>Tripos macroceros</i> *	17

Dinoflagellate densities fluctuated in Deception Bay Harbour over the period of sampling and peaked in July and October (14 321 cells.ml⁻¹ and 46 375 cells.ml⁻¹, respectively, **Figure 23**). SIMPER analysis indicated that June had 53 % dissimilarity with October driven by the species *Protoperidinium arcticum*, *P. cerasus*, *P. steinii*, and *P. subinerme*.

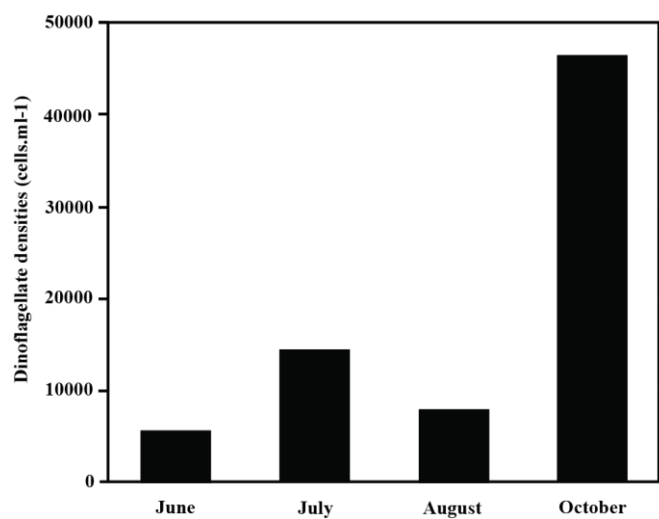


Figure 23: Marine dinoflagellates densities in Deception Bay Harbour.

Eleven dinoflagellate taxa were not found in eastern Canadian Arctic thus were considered potential NIS (**Table 12**).

Table 12: List of potential NIS in Deception Bay Harbour (☒ Harmful taxon (IOC-UNESCO, 2016)).

Potential NIS	Mean of densities (cells.ml ⁻¹)
<i>Boreadinium</i> cf. <i>pisiforme</i>	3
<i>Dinophysis</i> <i>dens</i>	77
<i>Glenodinium</i> cf. <i>pilula</i>	8
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>polygramma</i> ☒	2
<i>Gyrodinium</i> aff. <i>Gyrodinium aciculatum</i>	8
<i>Protoperidinium</i> <i>excentricum</i>	2
<i>Protoperidinium</i> <i>leonis</i>	19
<i>Protoperidinium</i> <i>minutum</i>	226
<i>Protoperidinium</i> <i>oblongum</i>	2
<i>Protoperidinium</i> <i>obtusum</i>	1
<i>Protoperidinium</i> <i>saltans</i>	11

The proportion of NIS cells relative to the sum of marine taxa associated with the cumulative sum of taxa found in exchanged and control tanks over the entire period of sampling (**Tables 13 and 14**) indicates low values for NIS taxa (1.4 % and 0.6 % for exchanged sites tanks and control tanks, respectively). The only NIS taxon found in Control tanks was *Protoperidinium leonis*.

Table 13: Cumulative sum of occurrences of NIS versus native marine taxa found in exchanged Sites and control tanks over the period of sampling June, July, August and October 2015.

	NIS cells	Native taxa
Exchanged Sites tanks	171	11841
Control tanks	1	177

Table 14: Proportion of NIS versus native marine taxa found in exchanged Sites and control tanks over the period of sampling in June, July, August and October 2015.

	NIS cell percentage	Native taxa
Exchanged Sites tanks	1.4	98.6
Control tanks	0.6	99.4

h) COMMON FRESHWATER AND MARINE DINOFLAGELLATES FOUND IN TANKS OVER THE PERIOD OF SAMPLING

Freshwater and marine dinoflagellates were observed in ports and tanks samples.

The common taxa are illustrated in the figures bellow.

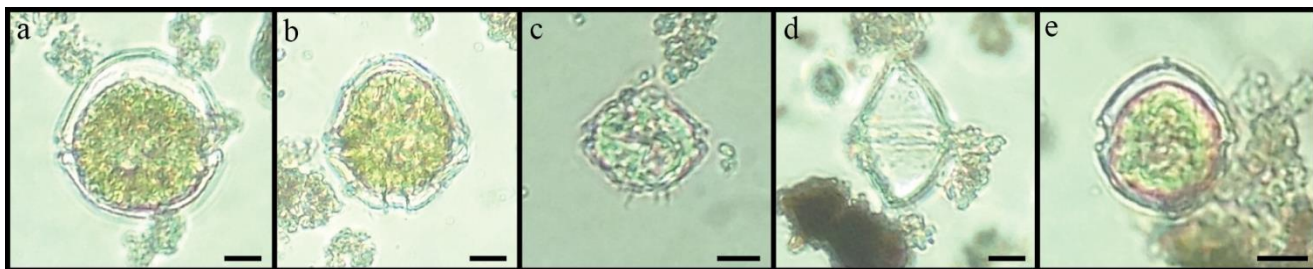


Figure 24: Common freshwater dinoflagellates found in tanks and in Quebec City harbour. a. *Peridinium wierzejskii*, b. *Peridinium volzii*, c. *Peridiniopsis elpatiewskyi*, d. *Peridiniopsis pernardii*, e. *Parvodinium inconspicuum*. Scale bars are 10 μ m.

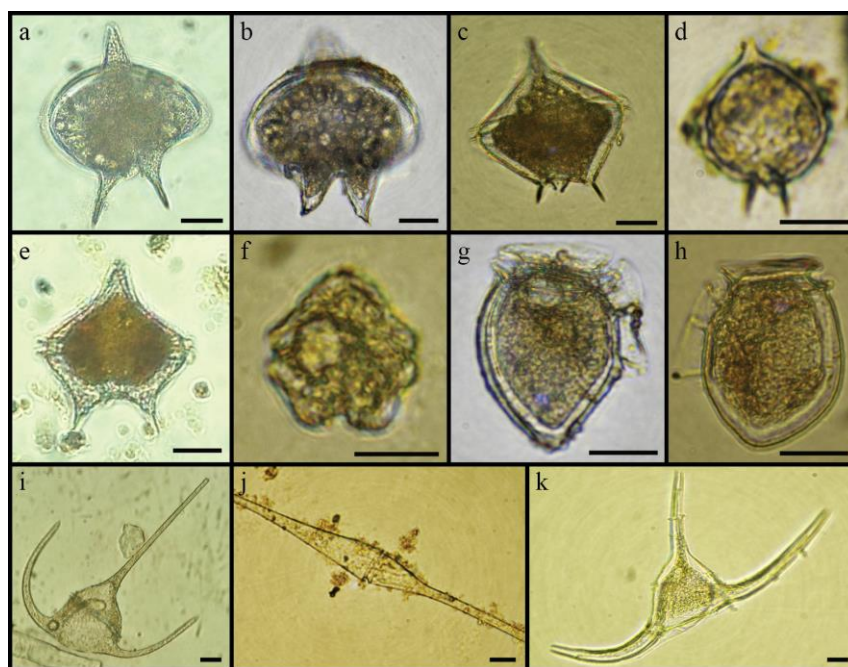


Figure 25: Most common marine dinoflagellates taxa in ballast tanks. a. *Protoperidinium depressum*, b. *Protoperidinium curtipes*, c. *Protoperidinium pallidum*, d. *Protoperidinium pellucidum*, e. *Protoperidinium granii*, f. *Protoperidinium brevipes*, g. *Dinophysis norvegica*, h; *Dinophysis acuta*, i. *Tripos longipes*, j. *Tripos fusus*, k. *Tripos arcticus*. Scale bars are 20 μ m.

DISCUSSION

OBJECTIVE 1: EVALUATE SUMMER MONTHLY VARIABILITY IN DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN BALLAST WATER TANKS OF THE *M/V ARCTIC* IN THE DEPARTURE HARBOUR (QUEBEC CITY)

- DINOFLAGELLATES RECORDED IN TANKS FILLED UP WITH QUEBEC CITY HARBOUR WATER

Dinoflagellate densities in the three tanks at the start of the voyage in Quebec City peaked in July (mean = 6195 cells.ml⁻¹; **Figure 5**) and peaked in August in Quebec City Harbour (29 505 cells.ml⁻¹; **Figure 8**) suggesting summer bloom conditions in Quebec City Harbour during this period (results from Quebec City Harbour, **Figure 8**). However, such density values were lower than those measured during a typical bloom ($>5 \times 10^8$ to 2.5×10^9 cells.ml⁻¹; Fauchot *et al.*, 2005; Fauchot *et al.*, 2008). The divergence between harbour and samples peak densities was probably due to the tanks being filled progressively at various times, before sampling. According to Wehr and Sheath (2003), few freshwater dinoflagellate species produce blooms. The best-known freshwater blooming species is *Ceratium hirundinella* (**Figure 26**). However, the densities of this taxa recorded in our tanks (30 cells.ml⁻¹) are much lower than those expected during a bloom (in Japan, 1300 cells.ml⁻¹, Kawabata and Kagawa, (1988); in Canada, 26 to 92×10^3 cells.ml⁻¹, Moore, (1981)).

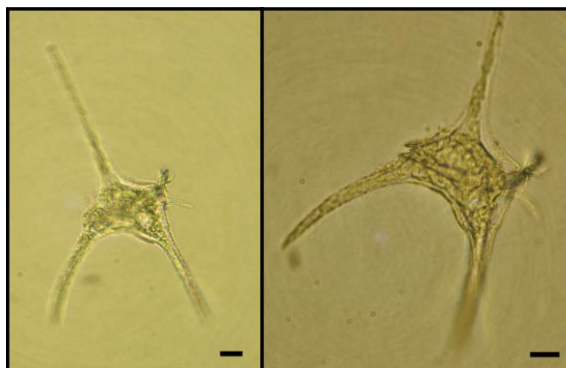


Figure 26: *Ceratium hirundinella*. Scale bars are 10 μ m.

Moreover, the main species contributing to the dissimilarity between July and the other months are from the genus *Peridiniopsis* and *Thompsodinium* (*P. elpatiewskyi*, *P. cunningtonii*, *P. quadridens*, *P. penardii*, *P. sp.* and *T. intermedium*), not from *Ceratium hirundinella*. Although density and diversity varied seasonally, the dinoflagellate community composition with respect to presence/absence remained similar throughout the summer, with the exception of June and July. Regardless of the seasonal differences in densities and diversity, the probability of freshwater dinoflagellate establishment in Deception Bay Harbour is very low because of the osmotic shock due to the differences of salinity (0.1 psu in Quebec City versus 29 psu in Deception Bay) (Howland *et al.*, unpublished data) preventing them from surviving.

- INCIDENCE OF MARINE DINOFLAGELLATE TAXA IN TANKS AND IN QUEBEC CITY HARBOUR

Marine species such as *Tripos longipes* (Gómez, 2013), *Protoperidinium depressum* (Balech, 1974; Dodge, 1982) and *Dinophysis norvegica* (Hallegraeff and Lucas, 1988) were unexpectedly found in the three ballast tanks, as well as in Quebec City Harbour. These coastal and oceanic species tolerate salinities between 32 and 37 psu (Steidinger and Tangen, 1996; WoRMS, 2016). It was surprising to observe them in such freshwater environment. The most likely explanation is that the three tanks contained residual marine water when they were filled in Quebec City Harbour or that deballasting operations from other ships of marine origin lead to the release of such marine taxa in the vicinity where the

M/V Arctic was loading ballast. However, none of the observed cells had cellular content and they may not have been viable at the time of sampling.

- INCIDENCE OF TROPICAL *ORNITHOCERCUS* IN TANKS SAMPLED IN QUEBEC CITY

Tropical marine taxa such as *Ornithocercus* sp. and *Ornithocercus magnificus* (Okolodkov (2014); Gómez (2005); **Figure 27**) were also identified in tanks filled with water from Quebec City Harbour, in Quebec City Harbour and in the control tank sampled after exchange in the Strait of Belle Isle (**Appendix V**). None of the observed specimens had cellular content and some displayed only one valve, suggesting they may not have been viable at the time of sampling. However, recent plankton studies (Rochon, unpublished data) revealed that *Ornithocercus* specimens were present in surface waters from both Labrador Sea and Baffin Bay. This suggests that tropical or sub-tropical water masses may travel further north than expected. Whether or not this is due to global warming remains unknown, but these species may be present in water masses along the route of the *M/V Arctic*. Although the *M/V Arctic* does not exchange its water in either Labrador Sea or Baffin Bay, it is quite conceivable these species could occur in intervening water masses to the south where exchange does take place.

These taxa may have been present in the Gulf of St. Lawrence and that they simply have not been recorded yet. Recent data on dinoflagellate cyst assemblages from the Gulf of St. Lawrence (Rochon, unpublished data) indicate that in recent years, a number of “warm water” dinoflagellate cyst taxa were observed in surface sediments of the gulf. These taxa were absent from the gulf prior to ~1990, suggesting increasing penetration of relatively warm North Atlantic waters in the gulf over the last 25 years. It is therefore probable that these warm waters carried sub-tropical taxa, such as *Ornithocercus* sp. The port of Quebec City also maintains trade relations with over 60 countries. (Port de Québec, 2016; Annual Report of the Quebec Port Authority, 2012). Thus, vessels from the Gulf of Mexico, Central America or Venezuela could have transported these specimens and released them in the harbour near the *M/V Arctic* when deballasting. These could then have

been pumped by the *M/V Arctic* during ballasting, although this is highly improbable. These taxa are non-toxic (Okolodkov, 2014) but their densities recorded as 74 cells.ml⁻¹ are well above the IMO discharge standard of 10 cells.ml⁻¹, thus they could pose a threat if they were to survive in the ballast water and in Deception Bay Harbour. This could be a possibility since they can live in temperatures ranging between 0 and 30°C (OBIS, 2016).

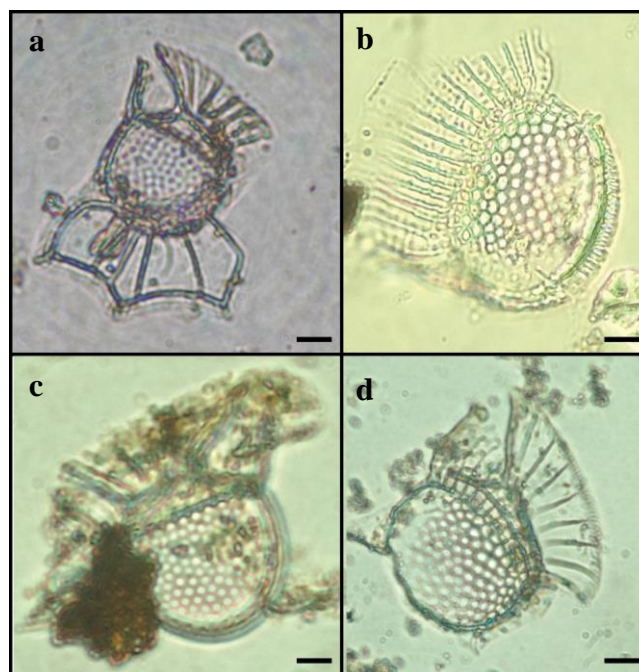


Figure 27: *Ornithocercus magnificus* (a), valve of *Ornithocercus* sp. (b, c, d). Scale bars are 20 µm.

OBJECTIVE 2: DETERMINE EFFICACY TO CONDUCT OR NOT VOLUNTARY BWE PERFORMED BY THE *M/V ARCTIC* IN REDUCING DINOFLAGELLATE DENSITIES AND DIVERSITY

- DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN “CONTROL” TANKS – EVALUATION OF THE POTENTIAL EFFECTS OF BALLAST WATER AGE ON DINOFLAGELLATE COMMUNITIES

The change in dinoflagellate densities and diversity in control (unexchanged) ballast water tanks was used to evaluate mortality with respect to ballast water age (duration of voyages in days) over the course of each voyage. Intracoastal voyages, such as those of the *M/V Arctic* are usually short relative to transoceanic voyages and thus factors causing mortality in ballast water tanks, such as predation, may be less pronounced (Pollinger,

1988). During the experimental trials conducted for the present study, the *M/V Arctic* reached Deception Bay in 15 days in June and ca. 10 days in July and August. The mortality trend observed in the tanks (rapid decrease followed by relative stability at low levels) could be explained by disease, life history characteristics (e.g. cyst formation), the predation factor (most recorded taxa are mixotroph) and/or abiotic processes, such as low light or nutrient concentration (Pollinger, 1988). At the departure, dinoflagellate densities were high in July (5 186 cells.ml⁻¹; **Figure 9**) and August (462 cells.ml⁻¹; **Figure 9**). They decreased the following days after the departure (197 and 128 cells.ml⁻¹, respectively) and increased slowly at the end of each voyage (**Figure 9**). This could be explained by a proliferation of cells resulting from the increase of the concentration of nutrients after the degradation of organic cells.

Although unexchanged ballast waters from the *M/V Arctic* can serve as a vector of transport of nonindigenous freshwater dinoflagellate species from Quebec City Harbour to Deception Bay Harbour, they are unlikely to pose a risk due to salinity differences between these two ports. Indeed, freshwater dinoflagellates would not be expected to survive the abrupt changes in salinity (0.1 psu in Quebec City versus 6-29 psu in Deception Bay (Crisculo *et al.*, 1981; Sandgren, 1988; Howland *et al.*, unpublished data). Marine taxa were also found in control tanks over the period of sampling, but only one (*Protoperidinium leonis*) was considered NIS. Although this species was found at a density of 19 cells.ml⁻¹, which is above IMO discharge standards, it could thus pose a risk as it is uncertain if its occurrence was associated with residual water in the ballast tank, or if the cells might have been stuck in the net due to improper cleaning.

- DINOFLAGELLATE COMMUNITIES IN TANKS (SITE 1, SITE 2 AND CONTROL) UPON ARRIVAL IN DECEPTION BAY

Ballast exchange resulted in drastic changes in the communities from freshwater to marine species and increased overall densities of organisms. Dinoflagellate densities in tanks filled with freshwater were significantly lower than those filled with marine water (respective means: 969 cells.ml⁻¹ and 90 701 cells.ml⁻¹). This is consistent with knowledge

that freshwater dinoflagellate species are typically less abundant than marine ones (Bourrelly, 1970; Taylor, 1987; Wehr and Sheath, 2003; Gómez, 2012). However the high levels of mortality observed in freshwater control tanks (as described above), was likely also an important factor in reducing densities in these tanks after initial ballasting.

This general pattern was also observed in tanks upon arrival to the destination port of Deception Bay, with tanks that underwent BWE in both Jacques Cartier and Belle Isle Straits having increased dinoflagellate densities relative to unexchanged control tanks. Within exchanged tanks, both seasonal and site effects were observed with densities being consistently higher in tanks exchanged at Site 1 compared to Site 2, and higher in August relative to other months. Densities are greater when exchange is conducted in Jacques Cartier Strait, particularly in August (Starr *et al.*, 2003). Therefore, under the current practice of conducting voluntary ballast exchange, the *M/V Arctic* acts as an important vector in transporting marine dinoflagellates to arctic ports, which have the potential to survive deballasting (Logares *et al.*, 2007). Several studies showed that intracoastal voyages between ports with similar environmental conditions are a significant pathway for anthropogenic secondary spread of NIS (Lavoie *et al.*, 1999; Niimi, 2004; Simkanin *et al.*, 2009; DiBacco *et al.*, 2012). Although this is not the case for the *M/V Arctic* since it operates between freshwater and marine ports, the act of voluntary ballast exchange creates this situation since the environmental conditions within the exchange sites are similar to the destination port, particularly with respect to salinity. In this particular situation, opting to forgo ballast water exchange may reduce the risk of introduction given the high salinity difference between the source port in Quebec City (freshwater) and the destination port in Deception Bay (marine).

- DINOFLAGELLATE COMMUNITIES RECORDED IN EXCHANGE TANKS (SITES 1 AND 2) UPON ARRIVAL IN DECEPTION BAY

The two coastal ballast water exchange sites typically used by the *M/V Arctic* were similar based on density, diversity and community structure of organisms entrained in tanks

following exchange. These two sites are separated by almost 600 km, but surface currents in the gulf, travel from the North-East to the South-West during the June to August period during which our study was conducted, thus connecting these water masses (Dufour and Ouellet, 2007). In general, water circulation is from the Labrador Sea, through the Strait of Belle Isle, and then through Jacques Cartier Strait, along the lower north shore (Dufour and Ouellet, 2007). This may explain why there were no significant differences between dinoflagellate communities from both exchange sites.

- POTENTIAL DINOFLAGELLATE NONINDIGENOUS SPECIES RELEASED IN DECEPTION BAY HARBOUR

Although our statistical analyses indicated there were no significant differences between samples from the two exchange sites and Deception Bay Harbour, some taxa, present in Sites 1 and 2, were not found in Deception Bay, and are thus far unknown from eastern Canadian Arctic. They represent potential NIS (**Table 12**). However, limited sampling of the Deception Bay Harbour has been conducted (this study, Howland *et al.*, unpublished) so it is possible these species may occur but have not yet been observed in the port. Although the lack of information concerning native arctic species presents an issue in determining status of species in ballast water (native or NIS) (Chan *et al.*, 2012; Goldsmit *et al.*, 2014), inferences can be made based on comparisons to data compiled from the literature. Following this approach, *Actiniscus pentasterias*, *Alexandrium tamarense*, *Dinophysis acuta*, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis* sp., *Diplopsalis* sp., *Gonyaulax* cf. *scrippsae*, *Gymnodinium* cf. *pygmaeum*, *Heterocapsa triquetra*, *Phalacroma* sp., *Protoperidinium pentagonum*, *Scrippsiella* sp. 1, *Tripes furca*, *Tripes lineatum* and *Tripes macroceros* appear to have been previously recorded in other areas of the eastern Canadian Arctic (Baffin Bay, Davis Strait, Labrador Sea, Hudson Strait) (Richerol *et al.*, unpublished; Rochon *et al.*, unpublished; OBIS, 2016) and are therefore likely native to the region. Others (*Boreadinium* cf. *pisiforme*, *Dinophysis dens*, *Glenodinium* cf. *pilula*, *Gonyaulax* cf. *polygramma*, *Gyrodinium* aff. *Gyrodinium aciculatum*, *Protoperidinium excentricum*, *Protoperidinium leonis*, *Protoperidinium minutum*, *Protoperidinium oblongum*, *Protoperidinium obtusum* and *Protoperidinium saltans*) have been observed in

western Canadian Arctic, Canadian Arctic Archipelagos, northern Europe and in the Russian Arctic. However, they are not known from the eastern Canadian Arctic and are thus considered NIS.

In order to become established, NIS must survive different stages (surviving deballasting, establishing and reproducing in the new environment). Hudson Strait annual subsurface (40-60 m) temperatures range between -1.8 and 4°C, with below zero temperatures occurring from November to August (Straneo and Saucier, 2008). Water temperature in Deception Bay in summer is between 5 and 9 °C (Goldsmit *et al.*, 2014), thus suitable for the survival of these taxa, which can thrive in temperatures ranging between <0 and 25°C (OBIS, 2016).

Among the 11 potential NIS, only one species (0,1 %), *Gonyaulax cf. polygramma*, is considered harmful (IOC-UNESCO, 2016; OBIS, 2016). The other harmful species found in both exchanged sites and Deception Bay Harbour (**Appendix III**) such as *Alexandrium tamarense*, *Dinophysis acuminata*, *D. acuta*, *D. caudata*, *D. norvegica*, *D. ovum*, *D. rotundata*, *Gonyaulax spinifera*, *Lingulodinium polyedrum*, *Prorocentrum lima* and *Protoceratium reticulatum* are cosmopolitan in cold waters with a worldwide distribution, and have been responsible for harmful algal blooms like those recorded in Korea (*Gonyaulax polygramma*, Keun-Yong *et al.*, 2006). *Alexandrium tamarense* and *Dinophysis acuta* are cosmopolitan harmful species and can produce dangerous toxins, particularly when in large numbers (Steidinger and Tangen, 1996; OBIS, 2016). These taxa were found in low densities (means: 5 cells.ml⁻¹ and 99 cells.ml⁻¹, respectively) in ballast tanks. However, *Dinophysis acuta* was at concentrations exceeding the current IMO D2 standard of <10 cells.ml⁻¹ applied to transoceanic vessels (IMO, 2004). They are potentially harmful when in sufficient numbers to produce cellular toxins that accumulate in shellfish (Steidinger and Tangen, 1996). Therefore, exchanging ballast water in any of Site 1 or Site 2 involves transporting marine dinoflagellates and then potential NIS, but also increases the risk of introducing toxic taxa in a new environment, with the associated environmental problems involved.

- HIGH PRODUCTIVITY IN JACQUES CARTIER STRAIT AND STRAIT OF BELLE ISLE

In southern Anticosti Island, oceanic processes such as wind-induced coastal upwellings, gyres and eddies, supply nutrients to the surface layers (**Figure 28**), which are thus accessible to primary producers (Dufour and Ouellet, 2007). Tidal mixing in Jacques Cartier Strait and the coastal upwelling north of Anticosti Island are physical mechanisms providing appropriate conditions for high biological productivity (Le Fouest *et al.*, 2005). The period of sampling (June - October) approximately corresponded to the summer-fall period (May-October), and is associated with the dominance of large heterotrophic dinoflagellates such as the genera *Protoperidinium* and *Tripos* (observed in samples) (Dufour and Ouellet, 2007).

The seasonal distribution of phytoplankton in the marine waters of the St. Lawrence typically shows a spring diatom bloom, followed by a fall bloom (Dufour and Ouellet, 2007). Dinoflagellate densities increase following the spring diatom bloom. Dinoflagellates diversity remains high during summer (as observed in June and July). Environmental conditions recorded in the Lower Estuary and Gaspé Current (in the area of Jacques Cartier Strait) allow for the development of two or three blooms annually. One or two short and less intense plankton blooms appear in mid-May and/or mid-August. Another phytoplankton bloom occurs in early July, more intense than the first one (Starr *et al.*, 2003). This supports the results from our samples collected in the tanks exchanged in Jacques Cartier Strait in July, where dinoflagellate densities reached maximum values (46 287 cells.ml⁻¹).

The northeastern part of the gulf is characterized by the influence of the cold, saline water from the Labrador Shelf coastal current flowing through the Strait of Belle Isle. The region is characterized by low primary production, which increases towards the estuary region (de Lafontaine *et al.*, 1991; Starr *et al.*, 2003). However, recent model simulations indicate possible high productivity in late summer and fall associated with Labrador Shelf

water entering through the Strait of Belle Isle in late summer and fall (Le Fouest *et al.*, 2005).

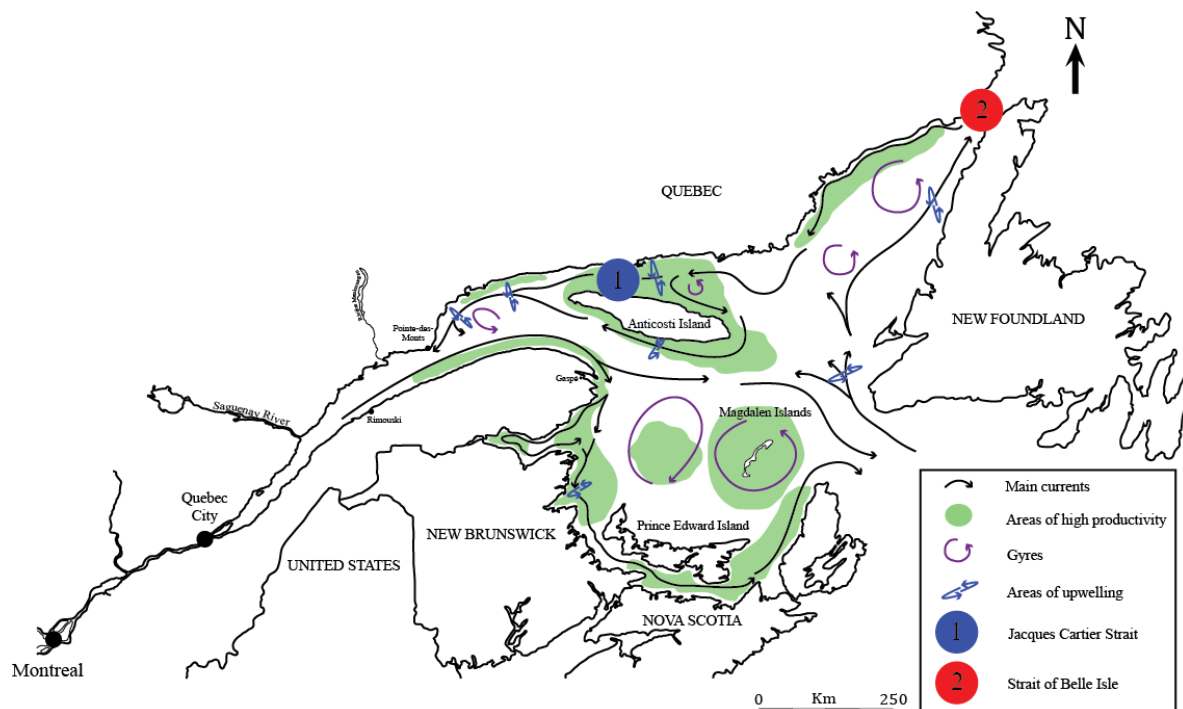


Figure 28: Map illustrating physical and biological conditions occurring in the Gulf of St. Lawrence (Dufour and Ouellet, 2007; modified from Fisheries and Ocean Canada, 2005).

Our results are in accordance with previous studies of productivity in the gulf region. However it should be cautioned that interpretations are only based on observations made during a three month time frame in 2015, thus we cannot extrapolate on how dinoflagellate densities varied in both Jacques Cartier Strait and the Strait of Belle Isle throughout the year, or how this may vary interannually.

- **ALTERNATE BALLAST WATER EXCHANGE SITES**

Given the high summer plankton productivity (including potential NIS and harmful taxa) and environmental similarities between both exchange zones and the destination port in Deception Bay, the uptake of ballast water from these areas appears to increase the risk

for transport and survival of NIS by the *M/V Arctic*. Deeper waters off the Labrador shelf may offer an alternative site for exchange, particularly during the summer months when risk is high in the Gulf region. This area is currently used for exchange by a similar vessel, the *M/V Umiak* (Fednav, personal communication). In the NORDREG zone (Service area of sea traffic for the north of Canada), alternate ballast water exchange zones (ABWEZ) are located in Hudson Strait and in Lancaster Sound and may offer potential options for domestic ballast exchanges. These zones are used by vessels when adverse weather conditions or other safety concerns prevent exchange outside the Exclusive Economic Zone (EEZ) (Stewart *et al.*, 2015; Stewart and Howland, 2009). However, both existing zones (Hudson Strait and Lancaster Sound) were not established under scientific recommendations and have recently been shown to be among the areas of highest risk for introductions of NIS with ballast water release (Stewart *et al.*, 2015). Other ABWEZs, including in the Labrador Sea or Baffin Bay deep offshore water (depths greater than 1 000 m) have been recommended as better alternatives for international vessels transiting to the eastern Arctic as foreign biota released in these zones would be less likely to reach Canadian coasts (Stewart *et al.*, 2015; see **appendix VI**). The Labrador Sea portion of these recommended ABWEZs should be investigated through future studies as a possible area for exchange by domestic vessels like the *M/V Arctic*.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les eaux de ballast des navires domestiques sont un facteur potentiel d'introduction d'espèces aquatiques non-indigènes. La courte durée des transits entre les ports d'origine et de destination favorise la survie des organismes et amoindrit le risque de prédation et de compétition à l'intérieur des réservoirs de ballast. Cette étude propose une évaluation du transport d'espèces de dinoflagellés potentiellement non-indigènes par les eaux de ballast du vraquier *M/V Arctic* qui transite entre les régions subarctiques (port d'origine : Québec) et les régions arctiques (port de destination : Baie Déception). Des échanges d'eau de ballast ont été effectués dans le golfe du Saint-Laurent au niveau des détroits de Jacques-Cartier et de Belle-Isle afin de déterminer la zone d'échange la plus favorable à la réduction de la densité des cellules lors du déballastage dans le port de destination. Une évaluation du risque de transport des dinoflagellés a également été réalisée sur les réservoirs « Contrôles » simulant un voyage entre les ports de Québec et de Baie Déception sans échange de ballast. Encore très peu d'études ont été réalisées sur l'impact potentiel de l'introduction de dinoflagellés dans l'Arctique canadien et il est encore difficile de différencier une espèce indigène d'une espèce qui serait potentiellement non-indigène. Cette étude propose ainsi une analyse de la communauté de dinoflagellés des régions subarctiques et arctiques pendant la période estivale de 2015.

OBJECTIF 1 : ÉVALUER LES CHANGEMENTS MENSUELS DES COMMUNAUTÉS DE DINOFLAGELLÉS DANS LES RÉSERVOIRS DE BALLAST DU *M/V ARCTIC* DANS LE PORT DE DÉPART (QUÉBEC)

Pour répondre à cet objectif, les analyses réalisées concernaient les échantillons récoltés dans les trois réservoirs de ballast remplis au port de Québec au cours des mois de juin, juillet et août. Les réservoirs ont tous été remplis en plusieurs étapes suivant les opérations de chargement et déchargement du navire durant deux jours précédant

l'échantillonnage. Les réservoirs de ballast ont ainsi été remplis d'un mélange de plusieurs eaux provenant d'emplacements différents dans le port (estuaire de la rivière Saint-Charles, anse au Foulon). Pour des questions logistiques maritimes, les échantillons d'eau de ballast des trois réservoirs du mois de juin, dont l'échantillonnage aurait normalement dû être fait au port de Québec, ont été récoltés avant d'entrer dans le détroit de Jacques-Cartier près de la pointe sud-est de l'Île d'Anticosti. Ainsi, une journée supplémentaire séparait la prise de ballast au port de Québec et le jour de l'échantillonnage. Il a été convenu de considérer ces trois réservoirs du mois de juin comme ayant été échantillonnés au port de Québec.

Les eaux des trois réservoirs remplis au port de Québec sont caractérisées par des densités de dinoflagellés significativement différentes d'un mois à l'autre (Juin : 587 cellules.ml⁻¹; Juillet : 6 195 cellules.ml⁻¹; Août : 577 cellules.ml⁻¹; Septembre : 1 574 cellules.ml⁻¹ et octobre : 637 cellules.ml⁻¹). Un effet sur les mois d'échantillonnage a été observé, notamment en juillet, caractérisé par un maximum des valeurs de densité de dinoflagellés. L'abondance des dinoflagellés d'eau douce tels que *Peridiniopsis elpatiewskyi*, *P. cunningtonii*, *P. quadridens*, *P. penardii*, *P. sp.* et *Thompsodinium intermedium* est responsable de ces différences. Ces espèces présentent des densités beaucoup plus élevées au mois de juillet que pour les autres mois (abondance moyenne de *P. elpatiewskyi* au mois de juin : 11 cellules.ml⁻¹ et juillet : 2 689 cellules.ml⁻¹). Cette différence correspond à une augmentation estivale du phytoplancton d'eau douce, qui est possiblement due à la conjonction de conditions favorables comme l'enrichissement en nutriments, une bonne oxygénation de l'eau et un apport lumineux important (Wehr and Sheath, 2003). Il est difficile de parler d'un bloom phytoplanctonique pour les espèces de dinoflagellés d'eau douce, car peu d'entre elles sont capables de générer une telle efflorescence (Wehr and Sheath, 2003). La densité de dinoflagellés du mois de juillet (égale à 5 186 cellules.ml⁻¹) correspond effectivement à une prolifération des cellules, mais ne correspond pas à un bloom typique qui enregistre généralement des valeurs pouvant atteindre 2,5x10⁹ cellules.ml⁻¹ (Fauchot *et al.*, 2005; Fauchot *et al.*, 2008). La plupart des blooms d'eau douce sont considérés comme bénins et donc le risque de transporter une densité élevée de ces cellules est peu important.

Le risque de transport de dinoflagellés d'eau douce est plus élevé au mois de juillet puisque le navire transporte une communauté plus diversifiée et plus dense dans son eau de ballast. Cependant, ce risque diminue puisque les espèces d'eau douce ne survivront probablement pas au choc osmotique lors du rejet de l'eau douce dans l'eau salée du port de destination. De fortes densités de dinoflagellés (plus faibles toutefois que celles de juillet) sont observées à la fin du mois de septembre et correspondraient à un bloom phytoplanctonique automnal. Par contre, l'effet de ce mois n'est pas significatif sur les densités et sur la diversité. Ainsi, il n'est pas possible d'affirmer avec exactitude qu'un bloom automnal ait été observé à la fin septembre.

Au niveau du port de Québec, les densités de dinoflagellés mesurées sont nettement plus élevées que celles présentes dans les réservoirs de ballast (remplis à Québec). La profondeur du port échantillonné était plus élevée (moyenne de 15 m) que celle des réservoirs (moyenne de 12 m). De plus, pendant l'échantillonnage, l'eau du port était en mouvement, créant ainsi des remaniements de la colonne d'eau, contrairement aux eaux de ballast. Il était alors plus probable de récolter un plus grand nombre de cellules lors de l'échantillonnage du port de Québec. Cependant, les communautés sont similaires et aucune différence de diversité n'a été observée.

- PARTICULARITES DU MOIS DE JUIN

Le mois de juin présente des particularités au niveau des espèces observées dans le port de Québec, mais également dans les réservoirs de ballast (échantillonnés au port de Québec). Des espèces marines, telles que *Tripos longipes*, *Protoperidinium depressum* et *Dinophysis norvegica*, ont été recensées à l'intérieur des réservoirs. Toutes sont des espèces marines tolérant des salinités jusqu'à 35 psu, mais ne pouvant supporter des salinités de 0.1 psu comme celles mesurées à Québec. Il est possible que le réservoir de ballast échantillonné sur le *M/V Arctic* ait pu contenir de l'eau de mer résiduelle lorsqu'il a été rempli avec l'eau du port de Québec.

De plus, des taxa exotiques tels qu'*Ornithocercus* sp. et *Ornithocercus magnificus*, retrouvés principalement dans les eaux tropicales, ont été recensés dans le port de Québec, à l'intérieur des réservoirs de ballasts échantillonnés au port de Québec au mois de juin ainsi que dans le réservoir « Control » après l'échange dans le détroit de Belle Isle au mois de juin (**Annexe V**). Cependant, le contenu cellulaire était systématiquement absent et plusieurs cellules ne présentaient qu'une seule des deux valves qui composent ces spécimens. Les hypothèses suivantes sont mises de l'avant pour expliquer ce phénomène :

Des travaux récents (Rochon, données non publiées) ont montré que des spécimens du genre *Ornithocercus* avaient été recensés dans l'eau de surface de la mer du Labrador et de la Baie de Baffin. Cela suggère que des masses d'eau tropicales ou sub-tropicales se déplacent vers le nord transportant avec elles ces cellules. Cependant, il est peu probable que ces espèces se soient retrouvées dans les réservoirs du *M/V Arctic* pendant les échanges de ballast puisque le navire ne réalise aucun échange dans la mer du Labrador ou dans la Baie de Baffin. Il est également possible que ces espèces soient présentes dans le golfe du Saint-Laurent, mais qu'elles n'ont toujours pas été recensées. Les données récentes concernant les assemblages de kystes de dinoflagellés dans le golfe du Saint-Laurent (Rochon, données non publiées) ont montré que de nouvelles espèces de kystes de dinoflagellés d'eaux chaudes ont été observées dans les sédiments de surface du golfe depuis 1990. On peut supposer que des masses d'eau chaudes provenant de l'Atlantique Nord pénètrent plus régulièrement dans le golfe depuis les 25 dernières années, transportant avec elles des espèces encore non répertoriées dans la région. Aussi, le port de la ville de Québec est visité par des navires provenant d'au moins 60 pays différents. Ainsi, de nombreux navires provenant du golfe du Mexique, de l'Amérique Centrale ou du Vénézuëla auraient pu transporter ces espèces et les relarguer dans le port à proximité du *M/V Arctic* durant un déballastage. La densité de ces espèces était cependant très faible, et comme elles ne produisent pas de toxines connues, elles ne représentent pas de danger réel pour l'environnement et les communautés locales.

OBJECTIF 2 : DÉTERMINER L'EFFICACITÉ DE RÉALISER UN ÉCHANGE VOLONTAIRE D'EAU DE BALLAST PAR LE NAVIRE DOMESTIQUE, LE *M/V ARCTIC*, AFIN DE MINIMISER LE TRANSPORT DE DINOFLAGELLÉS NON-INDIGÈNES ENTRE LES RÉGIONS SUBARCTIQUES ET ARCTIQUES

- INFORMATION SUR LE DESIGN EXPÉRIMENTAL

Des contraintes logistiques et techniques ont empêché l'échantillonnage de trois réplicats lors de la collecte des échantillons, limitant ainsi la puissance des analyses statistiques. Un seul réplicat a donc été utilisé pour répondre à cet objectif. Pour satisfaire le modèle statistique initialement élaboré, il aurait fallu disposer de trois réservoirs pour chaque traitement («Contrôle», «Site1 » et «Site2 »). Ceci implique que nous aurions utilisé neuf des quatorze réservoirs de ballast du navire, ce qui aurait été très contraignant pour le chargement et le déchargement des eaux de ballast. L'alternative, quoique difficilement réalisable, aurait été de disposer de trois navires domestiques par voyage agissant comme réplicats pour l'ensemble des campagnes d'échantillonnage. Les résultats ne peuvent donc qu'être utilisés à titre indicatif et ne peuvent ainsi se généraliser à l'ensemble des navires utilisant la même voie maritime.

TRANSPORT DES EAUX DE BALLAST DANS LE RÉSERVOIR «CONTRÔLE»

Les eaux de ballast du *M/V Arctic* apparaissent comme un vecteur actif de transport de dinoflagellés d'eau douce entre les ports de Québec et de Baie Déception. La durée des voyages jusqu'au port de destination ne démontre pas de corrélations avec la réduction de densité des dinoflagellés au sein des réservoirs « Contrôles ». En effet, les densités d'organismes augmentent au mois de Juin et diminuent aux mois de Juillet et Août entre le port d'origine et de destination. Le transport de dinoflagellés d'eau douce comporte peu de risque, car ces organismes ne survivraient pas au changement brutal de salinité (0,1 psu dans le port de Québec contre 6-29 psu dans le port de Baie Déception). Les résultats des analyses des réservoirs « Contrôles » tout au long des voyages montrent des densités et diversités élevées au départ du voyage de juillet (5 186 cellules.ml⁻¹; **Figure 9**) et d'août (462 cellules.ml⁻¹; **Figure 9**). Elles diminuent ensuite dès les premiers jours après le départ

(197 cellules.ml⁻¹ pour juillet et 128 cellules.ml⁻¹ pour août). La plupart des dinoflagellés recensés étant mixotrophes (genres *Ceratium* et *Peridiniopsis*), le facteur de prédation pourrait expliquer cette chute au niveau des densités dans les réservoirs. Elles diminuent encore plus au détroit de Belle-Isle (78 cellules.ml⁻¹ pour juillet et 108 cellules.ml⁻¹ pour août) pour ensuite augmenter en fin de voyage (**Figure 9**). Cela peut s'expliquer par une prolifération de cellules résultant de l'augmentation des concentrations de nutriments après la dégradation d'autres cellules. Cependant, cette augmentation est relativement faible (149 cellules.ml⁻¹ pour juillet et 187 cellules.ml⁻¹ pour août, **Figure 9**). Globalement, les espèces sont très diversifiées (**Figure 10**) au mois de juin notamment avec la présence accrue d'espèces marines dans le port (**Figure 8**). Les densités du mois de juin restent constantes tout au long du voyage et restent les plus élevées comparées à celles des autres mois. Une augmentation de densité et de l'index de diversité sont toujours observées à la fin du voyage pour les trois mois estivaux. Ainsi l'évolution de la communauté des dinoflagellés dans les réservoirs « Contrôle » est représentée par une diminution drastique de la diversité et de la densité de dinoflagellés dès le premier jour de voyage puis par une plus faible augmentation jusqu'au dernier jour de voyage. Ainsi, le *M/V Arctic* est susceptible de transporter une plus grande communauté (plus grande densité et plus grande diversité) de dinoflagellés au mois de juin (**Figures 8-10**).

Des échanges d'eau de ballast sont réalisés en tout temps dans le golfe du Saint-Laurent (Stewart *et al.*, 2015) par le *M/V Arctic* afin de prévenir la formation de glace à l'intérieur des réservoirs de ballasts, notamment pendant les mois hivernaux (la température de congélation de l'eau salé est de -1,8°C par rapport à celle de l'eau douce : 0°C). Cette pratique est essentielle pour les navires transitant dans les régions arctiques afin d'éviter des avaries au niveau des pompes ou des cloisons entre les réservoirs. En été, le problème du gel n'est pas présent, mais pour des soucis de logistique et de sécurité, le bateau réalise tout de même des échanges de ballast dans le golfe avant de naviguer dans les eaux de la mer du Labrador réputées dangereuses. L'expérience de simulation d'un voyage sans réalisation d'échange d'eau de ballast (avec les réservoirs « Contrôle ») a donc été réalisée pour les biens de notre expérience, mais ne concerne en aucun cas la réalité et la politique

de la compagnie Fednav. Ainsi, il est donc peu probable que les eaux de ballast du *M/V Arctic* soient responsables d'introductions d'espèces non-indigènes de dinoflagellés d'eau douce du port de Québec vers Baie Déception.

- TRANSPORT DES EAUX DE BALLAST DANS LE RÉSERVOIR DES SITES D'ÉCHANGE

Les eaux de ballast du *M/V Arctic* apparaissent comme un vecteur actif de transport de dinoflagellés marins entre les deux sites d'échange et le port de destination. Nos résultats indiquent clairement que le risque est plus élevé au niveau du détroit de Jacques-Cartier que dans celui de Belle-Isle en raison d'un maximum de densité de dinoflagellés enregistré dans le réservoir après l'échange dans le détroit de Jacques-Cartier et échantillonné juste avant d'arriver à Baie Déception. Il est donc conseillé de ne pas réaliser d'échange d'eau de ballast dans le détroit de Jacques-Cartier, ou du moins de les limiter, pour ainsi diminuer la densité de dinoflagellés rejetés lors du déballastage dans le port de destination. Cependant, des espèces présentes dans les deux sites d'échange et absentes du port de Baie Déception sont à prendre en considération. Elles présentent de très faibles densités (**Tables 10 and 11**) et certaines d'entre elles sont considérées comme toxiques (ex. *Alexandrium tamarense* et *Dinophysis acuta*). Si elles survivent au déballastage, elles pourraient survivre aux conditions environnementales du nouvel habitat puis s'établir (survie et reproduction). Elles pourraient ainsi devenir nuisibles pour les communautés aquatiques locales.

Ainsi, les résultats de cette étude ont montré que le *M/V Arctic* transportait une forte concentration de dinoflagellés dans les réservoirs échangés dans le détroit de Jacques-Cartier. Aussi, 19 % des espèces de dinoflagellés observées dans les deux zones d'échange et non dans le port de Baie Déception étaient des espèces pouvant sécréter des toxines (*Alexandrium tamarense*, *Dinophysis acuta*, *Dinophysis caudata*, *Gonyaulax cf. polygramma* et *Phalacroma* sp.).

- FORTE PRODUCTIVITÉ AU SEIN DES DÉTROITS DE JACQUES-CARTIER ET DE BELLE-ISLE

Les deux sites d'échange choisis pour cette étude sont caractérisés par des gyres et tourbillons qui favorisent la concentration de nutriments, notamment dans la couche de surface, qui sont ainsi accessibles pour les producteurs primaires. Les deux efflorescences phytoplanctoniques qui apparaissent à la mi-mai et à la mi-août sont moins intenses que celle enregistrée au mois de juillet. L'influence des courants froids, provenant de la mer du Labrador, permet la circulation d'eau salée vers le détroit de Belle-Isle. Ces eaux sont cependant caractérisées par de faibles concentrations en nutriments, entraînant ainsi une production primaire moins intense que dans les régions de l'estuaire.

Le capitaine pourrait ainsi choisir d'échanger les eaux de ballast du *M/V Arctic* en océan ouvert, caractérisé par une production primaire plus faible que près des côtes. La mer du Labrador pourrait ainsi être un choix alternatif. Une fois passé le détroit de Belle-Isle, le navire pourrait naviguer vers le large en respectant les normes de distance et de profondeur pour mener ses opérations d'échange de ballast. La mer du Labrador est cependant connue pour ses conditions de navigation extrêmes, et l'augmentation de la durée du voyage et de la distance parcourue se traduisent en coûts supplémentaires pour la compagnie maritime. L'étude de Stewart *et al.*, (2015) a recommandé une zone alternative afin de réduire le risque associé aux introductions d'organismes non-indigènes. Elle est située à une profondeur de 1 000 m entre les latitudes 57° et 75° N et les longitudes de 56° et 73° O (voir **annexe VI**). Le traitement des eaux de ballast ayant pour but d'éradiquer les organismes nuisibles, s'avère être la solution la plus appropriée pour l'instant.

- TRAITEMENT DES EAUX DE BALLAST

Le traitement des eaux de ballast est une nouvelle alternative mise au point par un certain nombre d'établissements de recherche en sciences et en génie (IMO, 2015; SWRCB-CEPA, 2002; Tamburri *et al.*, 2002; Matheickal and Raaymakers, 2004; Sano and Landrum, 2005; Herwig *et al.*, 2006; Cangelosi *et al.*, 2007). Ces méthodes visent à

trouver une solution plus complète dans l'éradication des organismes aquatiques afin de réduire au maximum le risque d'introduction dans les ports de destination. Actuellement, la mise au point de nouvelles technologies s'effectue en fonction des normes établies par l'Organisation Maritime Internationale. De grands groupes tels que la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) ont participé au financement de plusieurs projets de recherches sur le traitement des eaux de ballast. En avril 2015, la compagnie Fednav, qui détient la plus grande flotte canadienne, a signé un accord avec la compagnie *JFE Engineering Corporation* pour l'installation d'un système de traitement des eaux de ballast appelé BallastACE. Cette méthode emploie une technique de filtration et d'injections chimiques. Lors de la prise des eaux de ballast, l'eau est pompée puis filtrée par un filtre de maille de 50 µm. Les organismes supérieurs à cette taille sont relâchés à l'extérieur. L'eau filtrée subie ensuite un traitement désinfectant (hypochlorite de sodium). L'eau est ensuite mélangée puis introduite dans les réservoirs. Lors du déballastage, l'eau des réservoirs subie un second traitement par un neutraliseur (sulfite de sodium). Elle est ensuite pompée vers l'extérieur. La concentration en désinfectant et neutraliseur à injecter est contrôlée automatiquement par un dispositif (*JFE Engineering Corporation*, 2015). La compagnie *JFE Engineering Corporation*, leader international opérant dans la zone des Grands Lacs, est la première compagnie maritime à fournir un système de traitement des eaux de ballast à bord des navires comme le *Federal Caribou*. La compagnie est en pourparler avec les autorités américaines pour que leurs navires utilisent leur méthode de traitement d'ici 2017. Le traitement des eaux de ballast est donc une nouvelle pratique que devront utiliser les nouveaux bateaux.

En date du 8 septembre 2016, seulement 30,38 % de la flotte mondiale (38 pays signataires) avaient accepté la Convention de la gestion des eaux de ballast. Un seuil de 35 % était exigé afin que la convention internationale entre en vigueur. Depuis l'adhésion de la Finlande, ce pourcentage est passé à 35,14 % et cette mesure internationale entrera ainsi en vigueur dès le 8 septembre 2017. Le passage de cette loi

permettra d'uniformiser la gestion des eaux de ballast à l'échelle mondiale en proposant des normes strictes et rigoureuses aux différents acteurs des transports maritimes.

ANNEXES

Annexe/Appendix I. Estimated sample volume (L) according to the sample depth (m) using a 20 μm plankton net (0.3 m diameter).

Annexe/Appendix II. Sampling design. The tables indicate sampled stations in Quebec City, in Sites 1 and 2 before and after exchange, prior to arrival in Deception Bay and in Deception Bay harbour. Green and blue squares indicate freshwater and marine samples respectively.

Annexe/Appendix III. Marine dinoflagellate densities (cells.ml^{-1}) found in both exchange sites 1 and 2 after exchange (AE), before entering Deception Bay (BDB) and in Deception Bay Harbour (DB harbour) (June-August and October 2015).

Annexe/Appendix IV. Location of the different exchange sites chosen by the *M/V Arctic* to conduct the exchange of ballast water

Annexe/Appendix V. Freshwater (green) and marine (blue) densities (cells.ml^{-1}) found in Quebec City Harbour and in the three tanks sampled in Quebec City (just for June to observe the occurrence of the species *Ornithocercus magnificus* and *Ornithocercus* sp.) and in tanks prior to arrival in Deception Bay (DB) and in Deception Bay harbour (June-October 2015).

Annexe/Appendix VI. Alternate ballast water exchange zones for the eastern part of Canadian Arctic (seen in Stewart *et al.*, 2015).

Annexe/Appendix I. Estimated sample volume (L) according to the sample depth (m) using a 20 μ m plankton net (0.3 m diameter).

Sample Depth (m)	Estimated Sample Volume (L)
1	71
2	141
3	212
4	283
5	353
6	424
7	495
8	565
9	636
10	707
11	777
12	848
13	918
14	989
15	1060

Annexe/Appendix II. Sampling design. The tables indicate sampled stations in Quebec City, in Sites 1 and 2 before and after exchange, prior to arrival in Deception Bay and in Deception Bay harbour. Green and blue squares indicate freshwater and marine samples respectively.

June

Sampling zones Treatments	Quebec City	Site 1	Site 2	Deception Bay
Start	H			
Before exchange		C S1 S2	S2	
After exchange		C S1	C S2	
End				C S1 S2 H

July

Sampling zones Treatments	Quebec City	Site 1	Site 2	Deception Bay
Start	C S1 S2 H			
Before exchange		C S1	S2	
After exchange		C S1	C S2	
End				C S1 S2 H

August

Sampling zones Treatments	Quebec City	Site 1	Site 2	Deception Bay
Start	C S1 S2 H			
Before exchange		C S1	S2	
After exchange		C S1	C S2	
End				C S1 S2 H

September

Sampling zones Treatments	Quebec City	Site 1	Site 2	Deception Bay
Start	C S1 S2 H			
Before exchange				
After exchange				
End				

October

Sampling zones Treatments	Quebec City	Site 1	Site 2	Deception Bay
Start	C S1 S2 H			
Before exchange				
After exchange				
End				S1 S2 H

- H Harbours
C Control tanks
S1 Site 1 tanks
S2 Site 2 tanks
 Tanks filled with freshwater
 Tanks filled with seawater

Annexe/Appendix III. Marine dinoflagellate densities (cells.ml⁻¹) found in both exchange sites 1 and 2 after exchange (AE), before entering Deception Bay (BDB) and in Deception Bay Harbour (DB harbour) (June-August and October 2015). Bold dinoflagellate taxa are potential NIS. ⚠ Harmful dinoflagellates

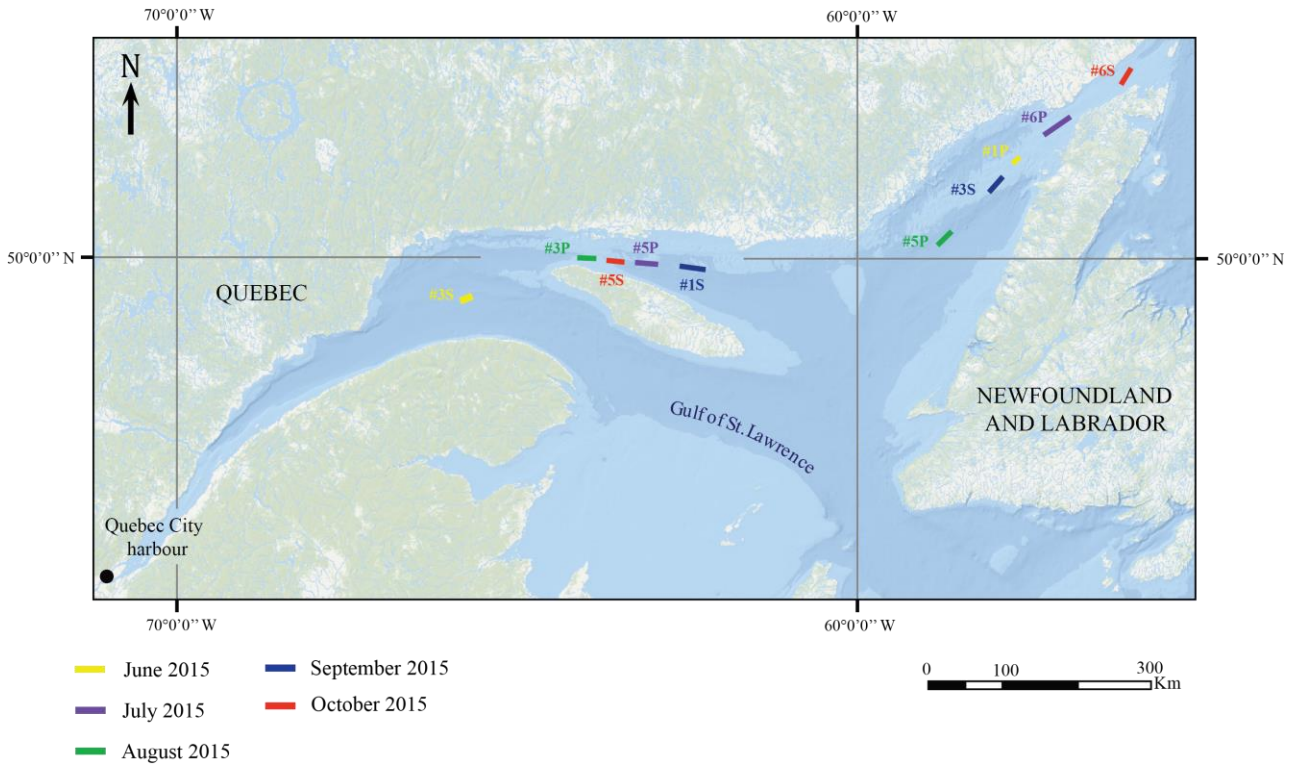
Dinoflagellate taxa	June					July					August					October		
	Site 1 AE	Site 2 AE	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour	Site 1 AE	Site 2 AE	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour	Site 1 AE	Site 2 AE	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour
<i>Actiniscus pentasterias</i>	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alexandrium tamarense</i> ⚠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amylax triacantha</i>	0	0	0	0	0	141	0	0	35	35	0	0	0	0	0	52	0	517
<i>Boreadinium pisiforme</i>	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dinophysis acuminata</i> ⚠	141	0	566	22	194	424	202	505	141	71	1834	483	225	3250	278	646	569	1086
<i>Dinophysis acuta</i> ⚠	177	44	1132	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dinophysis caudata</i> ⚠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	207	0
<i>Dinophysis dens</i>	1202	0	0	0	0	0	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	0
<i>Dinophysis norvegica</i> ⚠	5198	0	955	133	53	6471	3737	3687	1238	141	3250	1384	225	3057	101	724	11271	4550
<i>Dinophysis ovatum</i>	0	0	0	0	35	141	101	101	106	0	0	0	32	354	910	181	569	465
<i>Dinophysis ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	129	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dinophysis rotundata</i> ⚠	71	0	35	0	18	0	0	0	0	0	193	32	0	0	0	0	0	0
<i>Dinophysis skagii</i>	743	0	141	44	796	71	202	0	71	71	869	257	97	97	202	1163	207	931
<i>Dinophysis</i> sp.	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	322	32	0	0	0	0	52	0
<i>Diplopsalis</i> sp.	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ensiculifera carinata</i>	71	0	35	22	53	0	0	0	0	35	161	32	64	0	51	0	52	0
<i>Ensiculifera mexicana</i>	0	0	71	0	0	0	0	0	35	0	64	0	0	0	76	0	0	0
<i>Fragilidium subglobosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	51	0	0	0	64	0	0	0	0	0	52
<i>Glenodinium gymnodinium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	0
<i>Glenodinium</i> cf. <i>pilula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	64	0	0	0	0	0	0
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>alaskensis</i>	0	0	0	0	0	177	101	0	106	0	32	257	740	257	76	0	52	52
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>scrippsae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	106	0	64	0	0	0	0	0	0	0

Dinoflagellate taxa	June					July					August					October		
	Site 1 AE	Site 2 AE	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour	Site 1 AE	Site 2 AE	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour	Site 1 AE	Site 2 AE	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour	Site 1 BDB	Site 2 BDB	DB harbour
<i>Gonyaulax polygramma</i> ⚠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gonyaulax</i> sp.	0	44	0	22	18	71	0	101	141	35	193	161	129	32	126	26	0	52
<i>Gonyaulax spinifera</i> ⚠	141	0	0	0	18	0	101	0	141	35	64	97	64	32	25	26	0	103
<i>Gymnodinium pygmaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrodinium</i> aff. <i>Gyrodinium aciculatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	129	0	0	0	0
<i>Heterocapsa</i> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heterocapsa triquetra</i>	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lingulodinium polyedrum</i> ⚠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	354	0	0	0	0	0	0
<i>NI 1</i>	0	0	0	0	0	106	51	51	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>NI 2</i>	0	0	0	0	0	177	0	0	0	0	0	0	0	0	228	0	0	207
<i>NI 3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	0	414
<i>NI 4</i>	0	0	0	0	0	0	51	0	0	71	0	0	0	0	25	0	0	52
<i>Oblea rotundata</i>	71	0	0	66	0	0	0	0	0	35	0	32	32	32	51	0	0	52
<i>Peridiniella catenata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	212	0	0	0	0	76	388	0	10650
<i>Peridiniella danica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	78	0	0
<i>Phalacroma equalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	0	0
<i>Podolampas palmipes</i>	0	0	71	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Preperidinium meunieri</i>	0	44	0	0	0	71	0	0	35	1591	0	64	32	161	228	0	0	414
<i>Prorocentrum</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Protoceratium reticulatum</i> ⚠	141	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	0	0	52
<i>Protoperidinium arcticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	424	0	32	0	0	126	26	52	2275
<i>Protoperidinium bipes</i>	0	0	0	0	0	71	0	0	0	71	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protoperidinium breve</i>	0	265	0	88	53	672	1768	2828	1379	530	0	193	2059	2381	0	26	52	0
<i>Protoperidinium brevipes</i>	5622	531	3430	1150	53	4243	2374	9293	3006	1061	1384	3958	5212	1802	0	258	0	3671
<i>Protoperidinium cerasus</i>	672	44	71	88	71	212	101	0	71	283	450	418	386	64	0	26	103	465

[illegible]

[illegible]

Annexe/Appendix IV. Location of the different exchange sites chosen by the *M/V Arctic* to conduct the exchange of ballast water.



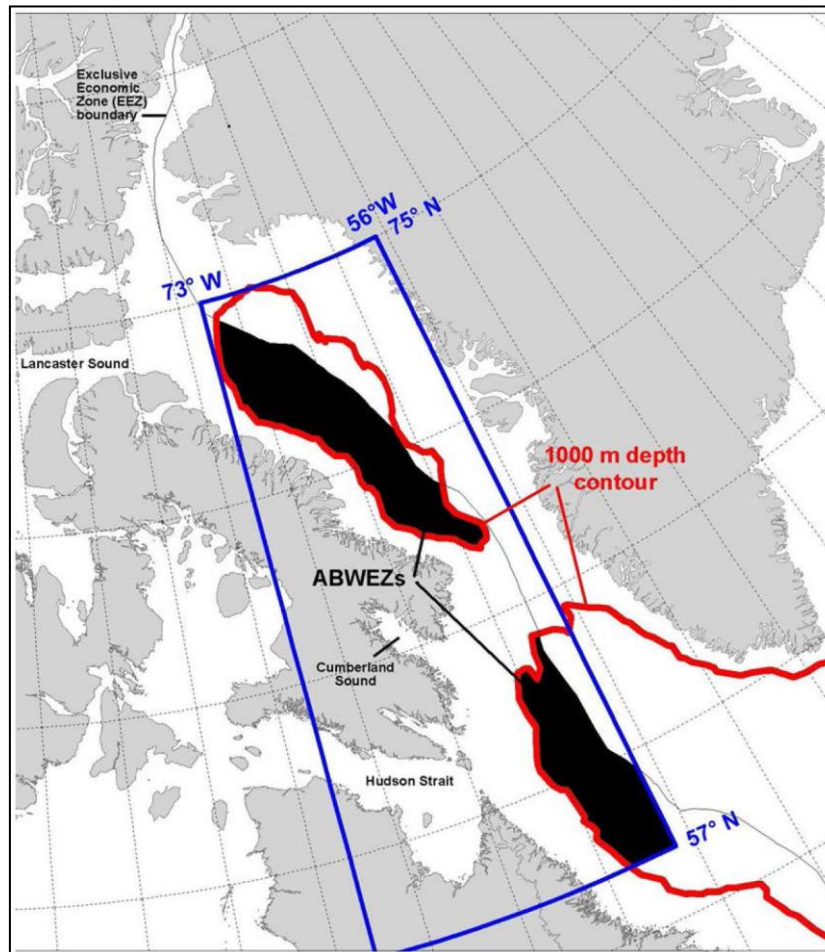
Annexe/Appendix V. Freshwater (green) and marine (blue) densities (cells.ml⁻¹) found in Quebec City Harbour and in the three tanks sampled in Quebec City (just for june to observe the occurrence of the species *Ornithocercus magnificus* and *Ornithocercus* sp.) and in tanks prior to arrival in Deception Bay (DB) and in Deception Bay harbour (June-October 2015).

Dinoflagellate taxa	June										July					August					September	October				
	Quebec City harbour	Control, Quebec	Jacques Cartier, Quebec	Belle-Isle, Québec	Control After exchange in Belle Isle Strait	Belle Isle After exchange in Belle Isle Strait	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Quebec City harbour	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	
<i>Actiniscus. pentasterias</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ceratium brachyceros</i>	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>hirundinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	
<i>Ceratium rhomvoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	177	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ceratium</i> sp.	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cystodinium</i> sp. 001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Durinskia dybowskii</i>	0	6	0	0	12	0	0	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Entzia acuta</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Glochidinium penardiforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	
<i>Glochidinium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gonyaulax</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	442	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gonyaulax spinifera</i>	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	177	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gymnodinium</i> sp. 001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hemidinium</i> cf. <i>nasutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	
<i>Naiadinium polonicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	177	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> cf. <i>deflandrei</i>	24	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> cf. <i>goslaviense</i>	47	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> cf. <i>inconspicuum</i>	24	6	14	18	12	0	24	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> cf. <i>morziense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	177	0	0	0	0	1148	0	0	0	0	8	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> cf. <i>pusillum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> cf. <i>umbonatum</i>	0	6	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parvodinium</i> sp.	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	24	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>borgei</i>	47	0	21	0	0	0	0	0	0	0	486	0	0	0	0	707	0	0	0	0	42	24	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>cunningtonii</i>	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	707	0	0	0	0	4329	10	0	0	0	565	354	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>elpatievskiy</i>	47	18	7	9	0	0	0	0	0	0	6846	7	0	0	0	11396	0	0	0	0	657	873	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>gatunense</i>	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>penardii</i>	0	12	35	27	0	0	12	0	0	0	2297	0	0	0	0	353	0	0	0	0	17	71	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>quadridens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2297	0	0	0	0	883	0	0	32	0	25	94	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>thompsonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> sp.	24	0	7	9	0	0	12	0	0	0	839	0	0	0	0	2297	0	0	0	0	51	189	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> sp. 001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	
<i>Peridiniopsis</i> sp. 002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> sp. 001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	353	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>aciculiferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	177	0	0	0	0	8	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>bipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	221	0	0	0	0	265	10	0	0	0	17	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>cinctum</i> f. <i>westii</i>	47	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>gatunense</i>	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>godlewskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>goslaviense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>gutwinski</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>lomnickii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1060	0	0	0	0	883	0	0	0	0	25	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>raciborskii</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>wierzejskii</i>	0	0	21	0	12	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	177	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>willei</i>	94	0	14	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> cf. <i>wisconsinense</i>	24	0	14	0	0	0	12	0	0	0	44	0	0	0	0	265	10	0	0	0	8	0	0	0	0	
<i>Peridinium</i> sp.	354	65	85	35	12	0	47	0	0	0	1369	50	0	0	0	1767	0	0	0	0	110	142	0	0	0	
<i>Peridinium volzii</i>	0	12	21	0	12	0	0	0	0	0	221	0	0	0	0	177	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>compressum</i>	118	0	21	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Prorocentrum</i> sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Thompsodinium intermedium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1458	0	0	0	0	1237	0	0	0	0	25	0	0	0	0	
<i>Amylax triacantha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	35	88	0	0	0	0	0	0	0	52	517	
<i>Boreadinium pisiforme</i>	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dinophysis acuminata</i>	755	35	347	168	24	0	12	566	22	194	0	0	141	505	71	194	0	98	3250	225	278</					

Dinoflagellate taxa	June										July					August					September	October				
	Quebec City harbour	Control, Quebec	Jacques Cartier, Quebec	Belle-Isle, Québec	Control After exchange in Belle Isle Strait	Belle Isle After exchange in Belle Isle Strait	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Quebec City harbour	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	
<i>Dinophysis ovum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dinophysis rotundata</i>	0	0	0	0	0	0	12	35	0	18	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dinophysis skagii</i>	236	12	64	18	0	0	24	141	44	796	0	7	71	0	71	88	0	97	97	202	0	0	207	1163	931	
<i>Dinophysis</i> sp.	0	12	7	0	0	0	0	35	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	0	0	
<i>Diplopsalis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ensiculifera carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	35	22	53	0	0	0	0	35	0	0	0	64	51	0	0	52	0	0	
<i>Ensiculifera mexicana</i>	0	0	0	0	0	0	0	71	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	76	0	0	0	0	0	
<i>Fragilidium subglobosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>alaskensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0	257	740	76	0	0	52	0	52	
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>scrippsae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gonyaulax</i> sp.	0	0	0	0	0	44	0	0	22	18	0	0	141	101	35	0	0	32	129	126	0	0	0	26	52	
<i>Gonyaulax spinifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	141	0	35	0	0	32	64	25	0	0	0	26	103	
<i>Gyrodinium</i> aff. <i>Gyrodinium aciculatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	129	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Heterocapsa</i> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Heterocapsa triquetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>NI 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	
<i>NI 2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	228	0	0	0	0	207	
<i>NI 3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	414		
<i>NI 4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	0	0	0	0	25	0	0	0	0	52	
<i>Oblea rotundata</i>	0	0	7	0	0	0	12	0	66	0	0	0	0	0	35	0	0	32	32	51	0	0	0	0	52	
<i>Ornithocercus</i> cf. <i>magnificus</i>	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ornithocercus</i> sp.	24	0	21	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Peridiniella catenata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	212	0	0	0	0	76	0	0	0	388	10650	
<i>Peridiniella danica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	0	0	0	78	0	
<i>Podolampas palmipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	71	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Preperidinium meunieri</i>	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	35	0	1591	0	0	161	32	228	0	0	0	0	414	
<i>Procentrum</i> sp.	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	
<i>Protoceratium reticulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	0	0	0	0	52	
<i>Protoperidinium arcticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	424	0	0	0	0	126	0	0	52	26	2275	
<i>Protoperidinium bipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Protoperidinium breve</i>	0	0	0	0	0	265	0	0	88	53	0	0	1379	2828	530	0	0	2381	2059	0	0	0	52	26	0	
<i>Protoperidinium brevipes</i>	47	0	7	9	24	531	24	3430	1150	53	0	0	3006	9293	1061	0	0	1802	5212	0	0	0	0	258	3671	
<i>Protoperidinium cerasus</i>	0	6	14	0	12	44	0	71	88	71	0	7	71	0	283	0	0	64	386	0	0	0	103	26	465	
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>americanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>globulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	51	0	0	0	0	0	177	0	0	0	0	0	
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>grenlandicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	318	0	0	193	322	25	0	0	0	0	0	
<i>Protoperidinium conicoides</i>	0	0	0	0	0	575	0	0	0	0	0	0	35	0	849	0	0	32	0	101	0	0	52	26	207	
<i>Protoperidinium conicum</i>	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76	0	0	0	0	155	
<i>Protoperidinium crassipes</i>	0	0	0	0	0	265	0	0	22	0	0	0	35	152	0	0	0	1705	1126	0	0	0	0	26	1086	
<i>Protoperidinium curtipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	21	0	0	35	0	0	772	97	177	0	0	3102	181	2326	
<i>Protoperidinium curvipes</i>	0	0	0	0	0	1283	0	0	0	18	0	0	0	51	601	0	0	0	0	0	0	0	0	0	155	
<i>Protoperidinium denticulatum</i>	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	101	0	0	0	0	155	
<i>Protoperidinium depressum</i>	71	0	0	9	12	6504	35	389	5133	813	0	0	1768	455	778	0	0	64	64	2123	0	0	52	0	517	
<i>Protoperidinium divergens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	
<i>Protoperidinium excentricum</i>	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Protoperidinium granii</i>	0	0	0	0	0	442	0	106	177	35	0	0	0	0	1061	0	0	0	0	430	0	0	0	52	1396	
<i>Protoperidinium latipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0									

Dinoflagellate taxa	June										July					August					September	October				
	Quebec City harbour	Control, Quebec	Jacques Cartier, Quebec	Belle-Isle, Québec	Control After exchange in Belle Isle Strait	Belle Isle After exchange in Belle Isle Strait	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Control prior DB	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	Quebec City harbour	Quebec City harbour	Jacques Cartier prior DB	Belle Isle prior DB	Deception Bay harbour	
<i>Protoperidinium subinerme</i>	0	0	0	0	0	221	0	354	111	35	0	0	0	51	672	0	0	0	0	278	0	0	0	0	0	
<i>Protoperidinium thorianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	202	0	0	0	0	0	
<i>Pseudophalacroma nasutum</i>	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	530	0	0	0	35	1413	0	64	64	101	0	47	931	0	0	
<i>Triadinium polyedricum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tripos articum</i>	24	6	0	0	0	221	0	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	0	0	0	0	775	
<i>Tripos furca</i>	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	997	386	0	0	0	0	0	0	
<i>Tripos fusus</i>	0	0	0	9	12	619	0	0	0	0	0	0	10431	3687	0	0	49	45335	16184	0	0	0	59558	233	103	
<i>Tripos lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1416	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tripos longipes</i>	24	0	14	9	0	442	24	71	22	141	0	14	4844	1768	283	0	0	0	418	0	0	0	1965	2895	0	

Annexe/Appendix VI. Alternate ballast water exchange zones for the eastern part of Canadian Arctic (seen in Stewart *et al.*, 2015).



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adebayo, A.A., Zhan, A., Bailey, S.A. and MacIsaac, H.J. 2014. Domestic ships as a potential pathway of nonindigenous species from the St. Lawrence River to the Great Lakes. *Biol. Invasions*, **16**: 793-801.

AlgaeBase. [En ligne]. <http://www.algaebase.org/>. (Page consultée le 18 août 2016).

Alix, Y. and Carluier, F. 2014. Méga-ports : le basculement asiatique du commerce maritime mondial. *Questions Internationales*. 14p.

Alpert, P., Bone, E. and Holzapfel, C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect. Plan. Ecol. Evol. Syst.*, **3**: 52-66.

American Bureau of Shipping, 2014. Ballast Water Management: THE GUIDE. A definitive guide to ballast water regulations and technologies. ABS, Houston, Texas, USA. 15p.

Anderson, D.M. 1989. Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. *In*: Okalch, T., Anderson D., Nemoto T (eds) Red tides. Biology, Environmental Science and Toxicology. Elsevier, New York, 11-16.

Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variances. *Aust. Ecol.*, **26**: 32-46.

Anderson, M.J., Gorley, R.N. and Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. The University of Auckland, PRIMER-E Ltd, New Zealand. 214p.

Anderson, D.M. and Wall, D. 1978. Potential importance of benthic cysts of *Gonyaulax tamarensis* and *G. excavata* in initiating toxic dinoflagellate blooms. *J. Phycol.*, **14**: 224-234.

Annual Report of the Quebec Port Authority, 2012. Soaring to New Heights. [En ligne]: <http://www.portquebec.ca/system/resources/W1siZiIsIjIwMTMvMTEvMjIvMTFfNTVfMDJfOTQ2X0FubnVhbF9SZXBvcnRfMjAxMI9Tb2FyaW5nX3RvX25ld19oZWlnaHRzLnBkZiJdXQ/Annual%20Report%202012-Soaring%20to%20new%20heights.pdf>. (Page consultée le 7 mars 2017).

Arctic Council. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press, New York. 1086p.

Ayanso, A. 2014. What does R square, Adjusted R and R indicate in terms of Multiple Regression Analysis? Researchgate discussion forum. [En ligne]. https://www.researchgate.net/post/What_does_R_square_Adjusted_R_and_R_indicate_in_terms_of_Multiple_Regression_Analysis. (Page consultée le 20 septembre 2016).

Bailey, S.A., Deneau, M.G., Jean, L., Wiley, C.J., Leung, B. and McIsaac, H.J. 2011 Evaluating efficacy of an environmental policy to prevent biological invasions. *Environ. Sci. Technol.*, **45**: 2554-2561.

Bailey, S.A., Duggan, I.C., Jenkins, P.T. and MacIsaac, H.J. 2005a. Invertebrate resting stages in residual ballast sediment of transoceanic ships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **62**: 1090-1103.

Bailey, S.A., Nandakumar, K., Duggan, I.C., Van Overdijk, C.D.A., Johengen, T.H., Freid, D.F. and MacIsaac, H.J. 2005b. *In situ* hatching of 150 invertebrate diapausing eggs from ships' ballast sediment. *Divers. Distrib.*, **11**: 453-460.

Balech, E. 1974. El Genero "*Proto-peridinium*" Bergh, 1881 ("*Peridinium*" Ehrenberg, 1831, Partim). *Hydrobiologia*, **4**: 1-79.

Barber, D.G., Iacozza, J. and Walker, A.E. 2003. Estimation of snow water equivalent using microwave radiometry over Arctic first-year sea ice. *Hydrol. Process.*, **17**: 3503–3517.

Beisel, J.N. and Lévêque C. 2009. Introductions d'espèces dans les milieux aquatiques – Faut-il avoir peur des invasions biologiques ? Versailles, Editions Quae, Synthèse (INRA), 2010, 248p.

Bérard-Therriault, L., Poulin, M. and Bossé, L. 1999. Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. NRC Research Press, Ottawa., **128**: 387p.

Blackburn, T.M. and Duncan, R.P. 2001. Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature*, **414**: 195–197.

Blaud, A. 2014. Understanding and clearly interpreting ANOSIM (Analysis of similarity) and SIMPER (Similarity Percentage analysis) results? Researchgate discussion forum. [En ligne]. https://www.researchgate.net/post/Can_anyone_help_me_in_understanding_and_clearly_interpreting_ANOSIM_Analysis_of_Similarity_and_SIMPER_Similarity_percentage_analysis_results (Page consultée le 28 juin 2016).

Bolch, C.J.S. 1997. The use of sodium polytungstate for the separation and concentration of living dinoflagellate cysts from marine sediments. *Phycologia*, **36**: 472-478.

Bourbonnais, P. and Lasserre, F. 2015. Winter shipping in the Canadian Arctic: toward year-round traffic? *Polar Geography*, **38**: 70-88.

Bourrelly, P. 1970. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Editions N. Boubée et Cie, Paris. 544p.

Bray, J.R. and Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27. In Clark, K.R. and Warwick, R.M. (eds.), Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd edn. 2001, PRIMER-E, Plymouth, 325-349.

Bright, C. 1999. Invasive species: pathogens of globalization. *Foreign Policy*, **116**: 50-64.

Briski, E., Allinger, L.E., Balcer, M., Cangelosi, A., Famberg, L., Markee, T.P., Mays, N., Polkinghorne, C.N., Prihoda, K.R., Reavie, E.D., Regan, D.H., Reid, D.M., Saillard, H.J., Schwerdt, T., Schaefer, H., TenEyck, M., Wiley, C.J. and Bailey, S.A. 2013. Multidimensional approach to invasive species prevention. *Environ. Sci. Technol.*, **43**: 1216-1221.

Briski, E., Bailey, S.A., Casas-Monroy, O., DiBacco, C., Kaczmarska, I., Levings, C., MacGillivray, M.L., McKindsey, C.W., Nasmith, L.E., Parenteau, M., Piercey, G.E., Rochon, A., Roy, S., Simard, N., Villac, M.C., Weise, A.M. and McIsaac, H.J. 2012. Relationship between propagule pressure and colonization pressure in invasion ecology: a test with ships' ballast. *Proceedings of Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **279**: 2990-2997.

Briski, E., Wiley, C.J. and Bailey, S.A. 2012b. Role of domestic shipping in the introduction or secondary spread of nonindigenous species: biological invasions within the Laurentian Great Lakes. *J. Appl. Ecol.*, **49**: 1124-1130.

Bureau du vérificateur général du Canada. 2014. Rapport de la commissaire à l'environnement et au développement durable. Chapitre 3 : La navigation maritime dans l'Arctique canadien. ISBN 978-0-660-22644-6.

Cachon, J.M., 1987. Parasitic Dinoflagellate. In: Taylor, F.J.R., (ed.) The Biology of Dinoflagellates. Botanical Monographs, Vol. 21. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 571-610.

- Cangelosi, A.A., Mays, N.L., Balcer, M.D., Reavie, E.D., Reid, D.M., Sturtevant, R. and Gao, X. 2007. The response of zooplankton and phytoplankton from the North American Great Lakes to filtration. *Harmful Algae*, **6**: 547-566.
- Carlton, J.T. 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **23**: 313-374.
- Carlton, J.T. 1992. Introduced marine and estuarine mollusks of North America: an end-of-the-20th-century perspective. *J.Shellfish Res.*, **11**: 489-505
- Carlton, J.T. 1992. Marine species introductions by ship's ballast water: an overview. *In*: DeVoe, M.R (ed). *Introductions and Transfers of Marine Species*. Proceedings of the conference and workshop, October 30 to November 2, 1991, Hilton Head Island, South Carolina. 23-26.
- Carlton, J.T. 1996b. Patterns, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biol. Conserv.*, **78**: 97-106.
- Carlton, J.T. and Geller, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, **261**: 78-82.
- Carney, K.J., Basurko, O.C., Pazouki, K., Marsham, S., Delany, J.E., Desai, D.V., Anil, A.C and Mesbahi, E. 2013. Difficulties in obtaining representative samples for compliance with the Ballast Water Management Convention. *Mar. Pollut. Mar.*, **68**: 99-105.
- Carty, S. 2014. *Freshwater Dinoflagellates of North America*. Comstock Publishing Associates, Ithaca, United States. 272p.
- Casas-Monroy, O. 2012. Introduction de Dinoflagellés non-indigènes dans les écosystèmes aquatiques canadiens via les réservoirs de ballast des navires. Thèse de doctorat de l'Université du Québec à Rimouski : Institut des Sciences de la Mer de Rimouski. 223p.
- Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R and Bailey, S.A. 2014. National Risk Assessment for Introduction of Aquatic Nonindigenous Species to Canada by Ballast Water. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2013/128. Vi. 73p.
- Cembella, A.D. 1998. Ecophysiology and metabolism of paralytic shellfish toxins in marine microalgae. *In*: Anderson, D.M., Cembella, A.D. and Hallegraeff, G.M. (eds.), *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. Springer-Verlag, Berlin, 381-403.
- Cembella, A.D., 2003. Chemical ecology of eukaryotic microalgae in marine ecosystems. *Phycologia*, **42**: 420-447.

Chan, F.T., Bailey, S.A., Wiley, C.J. and MacIsaac, H.J. 2012. Relative risk assessment for ballast-mediated invasions at Canadian Arctic ports. *Biol. Invasions*, **15**: 295–308.

Chan, F.T., Briski, E., Bailey, S.A. and MacIsaac, H.J. 2014. Richness-abundance relationships for zooplankton in ballast water: temperate versus Arctic comparisons. *ICES J. Mar. Sci.*, **71**: 1876-1884.

Chan, F.T., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., Howland, K.L., Simard, N. and Bailey, S.A. 2011. Risk Assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Canadian Arctic. Research Document 2011/105 Central and Arctic, and Québec Régions, Fisheries and Oceans Canada. 99p.

Chan, F.T., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., Howland, K., Simard, N. and Bailey, S.A. 2012. Risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Canadian Arctic. *DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/105. 93p.

Chan, F.T., MacIsaac, H.J. and Bailey, S.A. 2015. Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **72**: 1230-1242.

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in the community structure. *Aust. J. Ecol.*, **18**: 117–143pp.

Clarke, K.R. and Gorley, R.N. 2006. PRIMER V6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth. 192p.

Clarke, K. R. and Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **46**: 213–226.

Clarke, K.R. and Warwick, R.M. 2001. An approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd Edition. PRIMER-E, Plymouth, 172pp.

Claudia, R., Nantel, P. and Muckle-Jeffs, E. 2002. Alien invaders in Canada's waters, wetlands, and forests. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 278 p.

Claudi, R. and Ravishanka, T.J. 2006. Quantification of risk of alien species introductions associated with ballast water discharge in the Gulf of St. Lawrence. *Biol. Invasions*, **8**: 25-44.

Cliche, J.-F. 2009. Une nouvelle marée rouge improbable. Publié le 13 octobre 2009, *Le Soleil*, [En ligne]. <http://www.cyberpresse.ca/le-soleil/actualites/environnement/200910/13/01-910943-une-nouvelle-maree-rouge-improbable.php> (Page consultée le 20 novembre 2016).

- Colautti, R.I., Grigorovich, I.A. and MacIsaac, H. J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, **8**: 1023–1037.
- Comiso, J.C., Parkinson, C.L., Gersten, R. and Stock, L. 2008. Accelerated decline in the Arctic sea ice cover. *Geophys. Res. Lett.*, **35**: 1-6.
- Coutts, A.D.M., Moore, K.M. and Hewitt, C.L. 2003. Ships' sea-chests: an overlooked transfer mechanism for non-indigenous marine species? *Mar. Pollut. Bull.*, **11**: 1504-1515.
- Crisculo, C.M., Dubinsky, Z. and Aaronson, S. 1981. Skeleton shedding in *Peridinium cinctum* from Lake Kinnert – a unique phytoplankton response to nutrient imbalance. *In*: Shuva, H. (ed.), *Developments in Arid Zone Ecology and Environment Quality*, Philadelphia.169-176.
- Dale, B., Yentsch, C.M. and Hurst, J.W. 1978. Toxicity in resting cysts of the red-tide dinoflagellate *Gonyaulax excavata* from deeper water coastal sediments. *Science*, **201**: 1223-1225.
- Dale, B. 2001. The sedimentary record of dinoflagellate cysts: looking back into the future of phytoplankton blooms. *Sci. Mar.*, **65**: 257-272.
- David, M. 2013. Ballast water sampling for compliance monitoring – ratification of the Ballast Water Management Convention. Final report of research study for WWF International. Project number 10000675-PO1368.
- David, M. and Perkovič, M. 2004. Ballast water sampling as a critical component of biological invasion risk management. *Mar. Pollut. Bull.*, **49**: 313-318.
- Davis, M.A., 2004. Invasion biology 1958-2004: the pursuit of science and conservation. *In*: Cadotte M.W., McMahon S.M., Fukami T. (eds) *Conceptual Ecology and Invasions Biology: reciprocal approaches to nature*. Kluwer Publishers, London.1-27.
- de Lafontaine, Y., Demers, S. and Runge, J. 1991. Pelagic food web interactions and productivity in the Gulf of St. Lawrence: A perspective. *In*: Therriault, J.-C. (ed.). *The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary?* *Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat.*, **113**: 99–123.
- Department of Fisheries and Oceans. 2010. Review of Alternate Ballast Water Exchange Zones for vessel traffic to Newfoundland and Labrador and the Canadian Arctic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep.* 7p.
- DiBacco, C., Humphrey, D.B., Nasmith, L.E. and Levings, C.D. 2012. Ballast water transport of non-indigenous zooplankton to Canadian ports. *ICES J. Mar. Sci.*, **69**: 483-491.

Doblin, M.A. and Dobbs, F.C. 2009. Setting a size-exclusion limit to remove toxic dinoflagellate cysts from ships' ballast water. *Mar. Pollut. Bull.*, **52**: 259-263.

Dodge, J.D. 1982. Marine Dinoflagellates of the British Isles. Her Majesty's Stationery Office, London. 303p.

Duchesne, J.-F., Rhainds, M. and Dewailly, É. 2002. Programme de surveillance des maladies causées par les mollusques, Résultats, Phase I (1999) et Phase II (2000). CHUL-Centre de recherche du CHUQ, Unité de recherche en santé publique. 90p.

Dufour, R. and Ouellet, P. 2007. Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2744E. 112p.

Duke, J.S. and Mooney, H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends. Ecol. Evol.*, **14**: 135-139.

Elton, C.S. 1958. The Ecology of Invasion by Animals and Plants. The University of Chicago Press Edition 2000. Chicago and London. 183p.

Estrada, R., Harvey, M., Gosselin, M., Starr, M. and Galbraith, P. 2012. Late-summer zooplankton community structure, abundance, and distribution in the Hudson Bay system (Canada) and their relationships with environmental conditions, 2003–2006. *Prog. Oceanogr.*, **101**: 121–145.

Evitt, W.R. 1985. Sporopollenin Dinoflagellate Cysts: Their Morphology and Interpretation. American Association of Stratigraphic Palynologists, Dallas, USA. 333p.

Ewell, J.J., O'Dowd, D.J., Bergelson, J., Daehler, C.C., D'Antonio, C.M., Gómez, L.D., Gordon, D.R., Hobbs, R.J., Holt, A., Hopper, K.R., Hughes, C.E., LaHart, M., Leakey, R.R.B., Lee, W.G., Loope, L.L., Lorence, D.H., Louda, S.M., Lugo, A.E., McEvoy, P.B., Richardson, D.M. and Vitousek, P.M. 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *BioScience*, **4**: 619-630.

Fauchot, J., Levasseur, M., Roy, S., Gagnon, R. and Weise, A.M. 2005. Environnemental factors controlling *Alexandrium tamarens* (Dinophyceae) growth rate during a red tide event in the St. Lawrence estuary (Canada). *J. Phycol.*, **41**: 263-272.

Fauchot, J., Saucier, F.J., Levasseur, M., Roy, S. and Zakardjian, B. 2008. Wind-driven river plume dynamics and toxic *Alexandrium tamarens* blooms in the St. Lawrence estuary (Canada): A modelling study. *Harmful Algae*, **7**: 214-227.

Fednav – delivering a higher standard, fleet. [En ligne] : <http://www.fednav.com/en/fleet>. (Page consultée le 22 avril 2017).

Fensome, R.A., Taylor, F.J.R., Norris, G., Sarjeant, W.A.S., Wharton, D.I. and Williams, G.L. 1993. A Classification of Living and Fossil Dinoflagellate. Micropaleontology Special Publication 7, Sheridan Press, Hanover, Pennsylvania, USA. 351p.

First, M.R., Robbins-Wamsley, S.H., Riley, S.C., Moser, C.S., Smith, G.E., Tamburri, M.N. and Drake, L.A. 2013. Stratification of living organisms in ballast tanks: how do organism concentrations vary as ballast water is discharged? *Environ. Sci. Technol.*, **47**: 4442–4448.

Fisheries and Oceans Canada, 2005. The Gulf of St. Lawrence, A Unique Ecosystem. The stage for the Gulf of St. Lawrence Integrated Management (GOSLIM). Cat. No. FS 104-2/2005. ISBN 0-662-69499-6. 30p.

Glibert, P.M., Icarus Allen, J., Bouwman, A.F., Brown, C.W., Flynn, K.J., Lewitus, A.J. and Madden, C.J. 2010. Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges. *J. Mar. Syst.*, **83**: 262-275.

Goldsmith, J., Howland, K.L. and Archambault, P. 2014. Establishing a baseline for early detection of non-indigenous species in ports of the Canadian Arctic. *Aquat. Invasions*, **9**: 327–342.

Gollasch, S., 2002. The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling*, **18**: 105–121.

Gollasch, S., David, M., Voigt, M., Dragsund, E., Hewitt, C. and Fukuyo, Y. 2007. Critical review of the IMO International Convention on the Management of Ships' Ballast Water and Sediments. In: Hallegraeff, G.M. (ed.), *Harmful Algae*, **6**: 585-600.

Gómez, F. 2005. A list of free-living dinoflagellate species in the world's oceans. *Acta Bot. Croat.*, **64**: 129-212.

Gómez, F. 2012. A quantitative review of the lifestyle, habitat and trophic diversity of dinoflagellate (Dinoflagellata, Alveolata). *Systematics and Biodiversity*, **10**: 267-275.

Gómez, F. 2013. Reinstatement of the dinoflagellate genus *Tripes* to replace *Neoceratium*, marine species of *Ceratium* (Dinophyceae, Alveolata). *CICIMAR Océánides*. **28**: 1-22.

Goodman, D.K. 1987. Dinoflagellate cysts in ancient and modern sediments. In: Taylor F.J.R. (ed.) *The Biology of Dinoflagellates*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 649-722p.

Grosholz, E. 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends. Ecol. Evol.*, **17**: 6p.

Hallegraeff, G.M. 1991. Aquaculturists' Guide to Harmful Australian Microalgae. Fishing Industry Training Board of Tasmania Inc. : CSIRO Division of Fisheries. Hobart, Tasmanie, Australia. 111p.

Hallegraeff, G.M. 1993. Review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, **32**: 79-99.

Hallegraeff, G.M. 1998. Transport of toxic dinoflagellates via ship's ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **168**: 297-309.

Hallegraeff, G.M. and Lucas, I.A.N. 1988. The marine dinoflagellate genus *Dinophysis* (Dinophyceae): photosynthetic, neritic and non-photosynthetic, oceanic species. *Phycologia*, **27**: 25-42.

Harvey, M., Therriault, J.-C. and Simard, N. 2011. Late-summer distribution of phytoplankton in relation to water mass characteristics in Hudson Bay and Hudson Strait (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **54**: 1937-1952.

Herwig, R.P., Cordell, J.R., Perrins, J.C., Dinnel, P.A., Gensemer, R.W., Stubblefield, W.A., Ruiz, G.M., Kopp, J.A., House, M.L. and Cooper, W.J. 2006. Ozone treatment of ballast water on the oil tanker S/T Tonsina: Chemistry, biology and toxicity. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **324**: 37-55.

Hines, A.H. and Ruiz, G.M. 2000. Biological invasions of cold-water coastal ecosystems: ballast-mediated introductions in Port Valdez/Prince William Sound, Alaska. Final Project Report, Smithsonian Environmental Research Centre, Edgewater, Md.

Howell, S.E.L., Duguay, C. and Markus, T. 2009. Sea ice conditions and melt season duration variability within the Canadian Arctic Archipelago: 1979-2008. *Geophys. Res. Lett.*, **36**: 1-6.

IMO/MEPC 1998. Harmful Aquatic Organisms. *In*: Ballast Water, Report of the Working Group on Ballast Water Convened during MEPC 41. MEPC 42/8, IMO.

International Maritime Organization (IMO), 2004. International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. BWM/CONF/ 36, IMO, London, U.K.

International Maritime Organization (IMO), 2015. List of Ballast Water Management Systems that make use of Active Substances which received Basic and Final Approval. BWM.2/Circ.34/Rev.4. 28p.

IOC-UNESCO, 2016. Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. [En ligne]: <http://www.marinespecies.org/HAB/>. (Page consultée le 6 décembre 2016).

JFE Engineer Corporation, 2015. Ballast Water Management System. [En ligne]: <http://www.jfe-eng.co.jp/en/products/comfortable/marine/mar01.html>. (Page consultée le 30 novembre 2016).

Kawabata, Z. and Kagawa, H. 1988. Distribution pattern of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Berg in a reservoir. *Hydrobiologia*, **169**: 319-325.

Keough, M.J. and Mapstone, B.D. 1995. Protocols for designing marine ecological monitoring programs associated with BEK operations. CSIRO, Canberra, **35**: 397-404.

Keun-Yong, K., Young-Soo, K., Choul-Hee, H., Chang-Kyu, L., Wol-Ae, L. and Chang-Hoon, K. 2006. Phylogenetic analysis of dinoflagellate *Gonyaulax polygramma* Stein responsible for harmful algal blooms based on the partial LSU rDNA. *Sequence Data. Algae*, **21**: 283-286.

Kolar, C. and Lodge, D.M. 2001a. Predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.*, **16**: 546p.

Kolar, C. and Lodge, D.M. 2001b. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends. Ecol. Evol.*, **16**: 199-204.

Kremp, A. and Parrow, M. 2006. Evidence for asexual resting cysts in the life cycle of the marine peridinioid dinoflagellate, *Scrippsiella hangoei*. *J. Phycol.*, **42**: 400-409.

Kruskal, J. and Wish, M. 1978. Multidimensional Scaling . Sage, Beverly Hills, CA.

Larrazabal, M.E. 1987. Etude des kystes de dinoflagellés en baie de Vilaine. 1 – Synthèse bibliographique. Direction de l'environnement et des recherches océaniques. Dero-87-14-MR. 44p.

Lasserre, F. 2010a. Changements climatiques dans l'Arctique: vers la disparition de la banquise ? Climate change in the Arctic: towards a disappeared sea ice? In: Lasserre, F. (ed.). Passages et mers arctiques. Géopolitique d'une région en mutation. Presses de l'Université du Québec, Québec. 11-32.

Lasserre, F. 2015. Vers une autoroute maritime ? Passage arctiques et trafic maritime international. Université Laval, Québec. 19p.

- Lavoie, D.M., Smith, L.D. and Ruiz, G.M. 1999. The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **48**: 551–564.
- Lawrence, D.J. and Cordell, J.R. 2010. Relative contributions of domestic and foreign sourced ballast water to propagule pressure in Puget Sound, Washington, USA. *Biol. Conserv.*, **143**: 700–709.
- Le Fouest, V., Zakardjian B., Saucier, F.J. and Starr, M. 2005. Seasonal versus synoptic variability in planktonic production in a high-latitude marginal sea: The Gulf of St. Lawrence (Canada). *J. Geophys. Res.*, **110**: 1–21.
- Levinson, M. 2006. *The Box: How the Shipping Container Made the World Smaller and the World Economy Bigger*. Princeton University press, Princeton. ISBN: 9780691136400.
- Lo, V.B., Levings, C.D. and Chan, K.M.A. 2011. Quantifying potential propagule pressure of aquatic invasive species from commercial shipping industry in Canada. *Mar. Pollut. Bull.*, **64**: 295–302.
- Lockwood, J.L., Cassey, P. and Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.*, **20**: 223–227.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.*, **8**: 133–137.
- Logares, R., Shalchian-Tabrizi, K., Boltovskoy, A. and Rengefors, K. 2007. Extensive dinoflagellate phylogenies indicate infrequent marine-freshwater transitions. *Mol. Phylogen. Evol.*, **45**: 887–890.
- Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada, L.C. 2001, ch. 26. [En ligne]. <http://lois-laws.justice.gc.ca>. (Page consultée le 18 septembre 2016).
- Lund, J.W.G., Kipling, C. and Le Cren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, **11**: 143–170.
- Macdonald, E and Davidson, R. 1997. Ballast Water Project, Final Report. FRS Marine Laboratory Aberdeen. 83p.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. and Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasion: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.*, **10**: 689–710.

- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, United Kingdom. 70p.
- Markus, T., Stroeve, J.C. and Miller, J. 2009. Recent changes in Arctic sea ice melt onset, freezeup, and melt season length. *Geophys. Res. Lett.*, **114**: 1-14.
- Martin, J.L. and LeGresley, M.M. 2008. New phytoplankton species in the Bay of Fundy since 1995. *ICES. J. Mar. Sci.* **65**: 759-764.
- Maslanik, J., Stroeve, J.C., Fowler, C. and William, E. 2011. Distribution and trends in Arctic sea ice age through spring 2011. *Geophys. Res. Lett.*, **38**: 1-6.
- Matheickal, J.T. and Raaymakers, S. 2004. Proceedings of the 2nd International Ballast Water Treatment R&D Symposium, 21-23 July 2003, London, UK: International Maritime Organization.
- McDonald, G. 2003. *Biogeography: Space, Time and Life*. John Wiley & Sons, New-York, USA. 494 p.
- McDonald, E.M. and Davidson, R.D. 1998. The occurrence of harmful algae in ballast discharges to Scottish ports and the effects of mid-water exchange in regional seas. *In*: Reguera, B., Blanco, J., Fernandez, L. and Wyatt, T. (eds.). VIII International Conference on Harmful Algae, Vigo, Spain. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 220-223.
- Measures, L. and Lair, S. 2008. Multispecies mortalities associated with saxitoxin intoxication due to a toxic algal bloom of *Alexandrium tamarense*. *In*: International Society for Infectious Diseases (ISID). *ProMED Digest*, vol. 2008, no 388. [En ligne]. [http://www.promedmail.org/pls/apex/f?p=2400:1202:5503985608294938::](http://www.promedmail.org/pls/apex/f?p=2400:1202:5503985608294938::NO::F2400_P1202_CHECK_DISPLAY,F2400_P1202_PUB_MAIL_ID:X,73936) NO::F2400_P1202_CHECK_DISPLAY,F2400_P1202_PUB_MAIL_ID:X,73936 (Page consultée le 20 novembre 2016).
- Minchin, D. and Gollasch, S. 2002. Vectors - how exotics get around. *In*: Leppäkoski, E., Gollasch, S. and Olenin, S (eds.). *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impact and Management*, Springer Science+Business Media, Berlin. 183-192.
- Minister of Fisheries and Oceans Canada. 2012. *Ice Navigation in Canadian Waters Foreword*. Icebreaking Program, Maritime Services Canadian Coast Guard Fisheries and Oceans Canada.
- Molenaar, E.J. 2014. Adapting governance and regulation of the marine Arctic. *In*: Powell, R.C and Dodds, K. (eds.). *Polar Geopolitics? Knowledges, Resources and Legal Regimes*, Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited. 74-90.

Moore, J.W. 1981. Seasonal abundance of *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Schrank in lakes of different trophy. *Arch. Hydrobiol.*, **92**: 535-546.

Murphy, K.R., Ritz, D. and Hewitt, C.L. 2002. Heterogeneous zooplankton distribution in a ship's ballast tanks. *J. Plankton Res.*, **24**: 729-734.

National Snow and Ice Data Center (NSIDC). 2017. Arctic Sea Ice News and Analysis. [En ligne]. <http://nsidc.org/arcticseaicenews/2016/04/march-ends-a-most-interesting-winter/> (Page consultée le 7 Mars 2017).

Niimi, A.J. 2004. Role of container vessels in the introduction of exotic species. *Mar. Pollut. Bull.*, **49**: 778-782.

Nordic Microalgae. [En ligne]. <http://www.nordicmicroalgae.org/>. (Page consultée le 18 septembre 2016).

NRC (National Research Council). 1996. Stemming The Tide: controlling introductions of nonindigenous species by ships' ballast water. National Academy Press, Washington, D.C. xiii + 141p.

NSDIC. Nordic Snow and Data Center. Data-Ice Sheet. 2016. [En ligne]. <http://nsidc.org/>. (Page consultée le 18 septembre 2016).

OBIS. Ocean Biogeographic Information System. [En ligne]. <http://www.iobis.org/>. (Page consultée le 20 septembre 2016).

Occhipinti-Ambrogi, A., 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 342-352.

Okolodkov, Y.B. 2014. Dinophysiales (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a key for identification. *Acta Bot. Mexic.*, **106**: 6-71.

Pertola, S., Faust, M.A. and Kuosa, H. 2006. Survey on germination and species composition of dinoflagellate from ballast tanks and recent sediments in ports on the south Coast of Finland, North-Eastern Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **52**: 900-911.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. and Morrison, D., 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, **50**: 53-65.

Pollinger, U. 1988. Freshwater armored dinoflagellate ecology. In: Sandgren, C.D., (ed) Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press. USA. 153p.

Port de Québec, 2016. À propos du port, Développement – le monde à nos quais. [En ligne]. <http://www.portquebec.ca/a-propos-du-port/developpement/pole-economique>. (Page consultée le 18 septembre 2016).

Quinn, G.P. and Keough, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*, Cambridge University Press, New-York. 553p.

Rampal, P., Weiss, J., Dubois, C. and Campin, J-M. 2011. IPCC climate models do not capture Arctic sea ice drift acceleration: Consequences in terms of projected sea ice thinning and decline. *Geophys. Res. Lett.*, **116**: 1-17.

Rigby, G.R. and Hallegraeff, G.M. 1994. The transfer and control of harmful marine organisms in shipping ballast water: behaviour of marine plankton and BWE on the MV “Iron Whyalla”. *J. Mar. Environ. Eng.*, **1**: 91-110.

Rouget, M. and Richardson, D.M. 2003. Inferring process from pattern in plant invasions: a semi-mechanistic model incorporating propagule pressure and environment factors. *Am. Nat.*, **162**: 713-724.

Roy, S., Parenteau, M., Casas-Monroy, O. and Rochon, A. 2012. Coastal ship traffic: a significant introduction vector for potentially harmful dinoflagellates in eastern Canada. *Can. J. Aquat. Sci.* **69**: 627-643.

Ruiz, G.M. and Carlton, J.T. 2003. *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press, Washington, DC. 518p.

Ruiz, G.M. and Hewitt, C.L. 2009. Latitudinal patterns of biological invasions in marine ecosystems: a polar perspective. *In*: Krupnik, I., Lang, M.A and Miller, S.E (eds.). *Smithsonian at the Poles-Contributions to International Polar Year Science*. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, 14p.

Sax, D.F., Stachowicz, J.J., Brown, J.H., Bruno, J.F., Dawson, M.N., Gaines, S.T., Grosberg, R.K., Hastings, A., Holt, R.D., Mayfield, M.M., O’Connor, M.I. and Rice, W.R. 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends Ecol. Evol.*, **22**: 465-471.

Sano, L.L. and Landrum, P.F. 2005. Evaluation of different biocides for potential use in treating overseas unballasted vessels entering the Great Lakes. *Aquatic Invaders*, **16**: 1-11.

Schneider, S.H. 1993. Scenarios of global warming. *In*: Kareiva, P.M., Kingsolver, J.G. and Huey, R.B. (eds.) *Biotic Interactions and Global Change*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, 347-355.

Simard, N. and Hardy, M. 2004. The Laurentian channel as an alternative ballast water exchange zone: risks, analysis and recommendations. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, **120**: 74p.

Simkanin, C., Davidson, I., Falkner, M., Sytsma, M. and Ruiz, G. 2009. Intra-coastal ballast water flux and the potential for secondary spread of non-native species on the US West Coast. *Mar. Pollut. Bull.*, **58**: 366-374.

Scriven, D.R., DiBacco, C., Locke, A. and Therriault, T.W. 2015. Ballast water management in Canada: A historical perspective and implications for the future. *Mar. Policy*, **59**: 121-133.

Shigesada, N. and Kawasaki, K. 1997. Biological Invasions: Theory and Practice. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, New York. 86p.

Smayda, T.J. 1997. Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, **42 (5, part 2)**: 1137-1153.

Smith, E.P., Orvos, D.R. and Cairns, J.Jr. 1993. Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**: 627-637.

Sou, T. and Flato, G. 2009. Sea ice in the Canadian Arctic Archipelago: modeling the past (1950-2004) and the future (2041-60). *J. Climate*, **22**: 2181-2198.

Starr, M., St-Amand, L., Devine, L. and Bérard-Therriault, L. 2003. État du phytoplancton dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2002. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 2003/103. 22p.

Steidinger, K. 1975. Implications of dinoflagellate life cycles on initiation of *Gymnodinium breve* red tides. *Environ. Lett.*, **9**: 129-139.

Steidinger, K.A. and Tangen, K. 1996. Dinoflagellates. In: Tomas, C.R. (ed.) Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellate. Academic Press, Inc., San Diego, 387-584.

Stewart, D.B. and Howland, K.L. 2009. An ecological and oceanographical assessment of the alternate ballast water exchange zone in the Hudson Strait Region. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 96p.

Stewart, D.B., Howland, K.L. and Higdon, J.W. 2015. An ecological and oceanographical assessment of alternate ballast water exchange zones in the Canadian eastern Arctic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.*, 2015/037. Vi. 75p.

Straneo, F. and Saucier, F. 2008. The outflow from Hudson Strait and its contribution to the Labrador Current. *Deep-Sea. Res.*, **55**: 926-946.

SWRCB-CEPA. 2002. Evaluation of ballast water treatment technology for control of nonindigenous aquatic organisms. *In*: State Water Resources Control Board – California Environmental Protection Agency, California: The California State Lands Commission and The California Department of Fish and Game. 1-70.

Tamburri, M.N., Wasson, K. and Matsuda, M. 2002. Ballast deoxygenation can prevent aquatic introductions while reducing ship corrosion. *Biol. Conserv.*, **103**: 331-341.

Taylor, F.J.R. 1987. Ecology of Dinoflagellates - General and marine ecosystems. *In*: Taylor, F.J.R., (ed) The Biology of Dinoflagellates. Botanical Monographs. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 571-610.

Têtu, P.L., Pelletier, J.F. and Lasserre, F. 2015. The mining in Canada north of the 55th parallel: a maritime traffic generator? *Polar Geography*, **38**: 107-122.

Throndsen, J., Hasle, G.R. and Tangen, K. 2007. Phytoplankton of Norwegian Coastal Waters. Almatr Forlag AS, Oslo. 343p.

Tournadre, J. 2014. Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimer data analysis. *Geophys. Res. Lett.*, **22**: 7924-7932.

Transport Canada. 2007. A guide to Canada's ballast water control and management regulations. TP 13617E. Environmental Protection, Transport Canada, Ottawa.

Transport Canada, 2011. Gestion des eaux de ballast, [En ligne] : <http://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/epe-environnement-ballast-gestion-1963.htm#02>. (Page consultée le 20 septembre 2016).

Tremblay, P. 2016. Évaluation du risque potentiel d'introduction d'espèces non-indigènes de mésozooplancton suite au déversement des eaux de ballast d'un navire domestique dans l'Arctique Canadien. *Mémoire de maîtrise, Institut des Sciences de la Mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski*. 156 p.

UNCTAD. 2013. Review of Maritime Transport 2013. United Nations Edition, New-York, Genève. 204p.

Utermöhl, von H, 1931. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. (Mit besondere Berücksichtigung des Ultraplanktons). *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, **5**: 567-595.

USGS. 2017. NAS - Nonindigenous Aquatic Species. [En ligne] : <https://nas.er.usgs.gov/about/faq.aspx>. (Page consultée le 10 mars 2017).

Verling, E., Ruiz, G.M., Smith, L.D., Galil, B., Whitman Miller, A. and Murphy, K.R. 2005. Supply-side invasion ecology: characterizing propagule pressure in coastal ecosystems. *Proc. R. Soc. B.*, **272**: 1249-1257.

Wall, D. 1965. Modern hystrichospheres and dinoflagellate cysts from the Woods Hole region. *Grana Palynol.*, **6**: 297-314.

Ware, C., Berge, J., Jelmert, A., Olsen, S.M., Pellissier, L., Wisz, M., Kriticos, D., Semenov, G., Kwasniewski, S. and Alsos, I.G. 2016. Biological introduction risks from shipping in a warming Arctic. *J. Appl. Ecol.*, **53**: 340-349.

Wehr, J.D. and Sheath, R.G. 2003. Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Academic Press, San Diego. 685p.

Williams, R.J., Griffiths, F.B., Van der Wal, E.J. and Kelly, J. 1988. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of nonindigenous marine species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **26**: 409-420.

Williamson, M.H. and Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, **78**: 163-170.

Wonham, M.J., Lewis, M.A. and MacIsaac, H.J. 2005. Minimizing invasion risk by reducing propagule pressure: a model for ballast-water exchange. *Front. Ecol. Environ.*, **3**: 473-478.

WoRMS. World Register of Marine Species. WoRMS taxon search. [En ligne]. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search>. (Page consultée le 22 septembre 2016).

Zhang, F.Z. and Dickman, M. 1999. Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 1. Seasonal factors affecting the transport of harmful diatoms and dinoflagellates. *Mar. Ecol. prog. Ser.*, **176**: 233-251.

Zonneveld, K.A.F., Versteegh, G.J.M. and de Lange, G.J. 2001. Palaeoproductivity and post-depositional aerobic organic matter decay reflected by dinoflagellate cyst assemblages of the Eastern Mediterranean S1 sapropel. *Mar. Geol.*, **172**: 181-195.